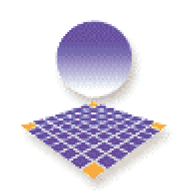


UNIVERSITE MONTPELLIER II
SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC

T H E S E

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II
Formation Doctorale : Sciences de l'eau dans l'environnement continental
Ecole Doctorale : Sciences de la Terre et de l'eau

présentée et soutenue publiquement par

Jean-Guillaume LACAS

le 16 décembre 2005

Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées

Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface

devant le jury composé de

Michel DESBORDES	Université Montpellier II	Président
Philippe ACKERER	CNRS Strasbourg	Rapporteur
Marnik VANCLOOSTER	Université Catholique de Louvain	Rapporteur
Pierre BENOIT	INRA Grignon	Examinateur
Marc VOLTZ	INRA Montpellier	Directeur de Thèse
Nadia CARLUER	Cemagref Lyon	Co-encadrante



Thèse préparée au sein du Cemagref de Lyon, unité de recherche Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions

Avant propos

Le travail présenté a bénéficié de l'attention bienveillante d'un certain nombre de personnes. Je souhaite les remercier ici, car ce mémoire n'aurait pas vu le jour sans eux.

Je souhaite d'abord remercier les gens qui ont rendu ce projet de thèse possible. Le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche a accepté de financer ma « formation complémentaire par la recherche », à l'issue d'un cursus d'ingénieur des travaux ruraux qui me destinait plutôt aux Directions Départementales ou Régionales de l'Agriculture et de la Forêt. Je suis reconnaissant aux personnes en charge de l'orientation au sein de ce ministère d'avoir accepté mon choix de réaliser un travail de recherche et de m'avoir fait confiance. Je pense notamment aux membres du conseil général du GREF et plus particulièrement à Daniel Loudière et Thierry Leviandier. Le projet scientifique à l'origine de ma thèse a été élaboré par Nadia Carluer, Jean-Joël Gril et Véronique Gouy de l'équipe Pollutions Diffuses du Cemagref de Lyon, en accord avec Marc Voltz de l'INRA de Montpellier ; ma contribution y fut minime. Je les remercie d'avoir formulé un projet si intéressant et suffisamment convaincant. Enfin je remercie l'unité de recherche Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions du Cemagref de Lyon, à travers les personnes de Jean-Joël Gril et Pascal Boistard, tour à tour chefs de cette unité, pour m'avoir accueilli dans leurs murs et fourni tous les moyens matériels et financiers nécessaires au bon déroulement de mon travail.

Je souhaite ensuite remercier ceux qui ont encadré ce travail sur le plan scientifique. A ce titre, je remercie chaleureusement mon directeur de thèse, Marc Voltz. Plus simplement qu'une liste de qualificatifs, qui serait longue tant j'ai apprécié cette relation, je voudrais lui exprimer toute ma gratitude, pour ce qu'il m'a apporté ces cinq dernières années, tant sur le plan scientifique que sur celui du développement personnel. Je remercie également Nadia Carluer, mon encadrante au sein du Cemagref, pour l'attention qu'elle a portée à mon travail et la confiance qu'elle m'a accordée. Je remercie enfin les membres du comité de pilotage, Christian Guyot, Pierre Benoit, Liliana di Pietro, Robert Mose, Jean-Paul Laurent, Jean-Joël Gril et Véronique Gouy pour leurs avis éclairés.

Toujours sur le plan scientifique, je voudrais remercier les membres du jury Michel Desbordes, Pierre Benoit, Marnik Vanclooster et Philippe Ackerer, pour la lecture attentive qu'ils ont faite de mon mémoire et leurs remarques. Je remercie particulièrement à MM. Vanclooster et Ackerer d'avoir accepté de rapporter mon travail.

Je souhaite enfin remercier ceux sans qui toute la machinerie installée sur le terrain n'aurait sans doute pas existé ou probablement pas fonctionné. Je pense en premier lieu à Jean-Pierre Ducroux, viticulteur à Saint Joseph et propriétaire de la parcelle instrumentée. Je le remercie de nous avoir prêté son champ, son électricité, de ne pas s'être effrayé devant les travaux de terrassement entrepris, bref pour son ouverture et sa générosité, sans oublier la qualité de son Morgon. Je remercie ensuite ceux qui m'ont assisté sur le plan technique :

Rachel Barrier principalement, technicienne dans l'équipe Pollutions Diffuses, qui m'a aidé à installer le dispositif et qui a contribué aux expériences d'infiltrométrie ainsi qu'au suivi de routine du dispositif, mais aussi Cédric Chaumont d'Antony (tensiomètres automatiques et humidimètres), Guillaume Dramais de l'unité Hydraulique Hydrologie de Lyon (lysimètres), Olivier Huttel (lysimètres et tensiomètres à mercure) et Gwenn Trottoux de l'INRA de Montpellier (infiltrométrie TRIMS), et Nicolas Chigot de l'INRA d'Orléans (expériences Wind). Je remercie aussi ceux qui sont venus, ne serait-ce qu'une journée, piocher en ma compagnie (Céline, Christelle, Victor, Jean-Pierre et Jean-Joël) et l'équipe présente sur le terrain lors de l'expérience de ruissellement artificiel (Véronique, Jean-Joël, Nadia, Flora, Christelle, Céline, Anne Cécile, Donatien, Caroline, Anne, Guillaume, Fabien et Bernard). Je remercie enfin Quentin Harel pour sa contribution aux expériences d'infiltration-percolation, réalisées dans le cadre de son stage de fin de DUT, et la veille technique assurée pendant l'été 2005.

Je souhaite également remercier les laboratoires d'analyse des micropolluants et de chimie générale du Cemagref de Lyon, qui ont réalisé les analyses présentées dans ce mémoire. Je remercie particulièrement Céline Germain pour son travail sur l'adsorption du diuron et Christelle Margoum pour avoir initié et encadré ce travail. Céline a aussi contribué à la calibration des humidimètres. Merci pour votre bonne humeur aussi. Je remercie aussi Perrin Leclerc pour son travail de DESS réalisé sur la disponibilité du diuron après adsorption, donc aussi Pierre Benoit qui a dirigé ce travail à l'INRA de Grignon. Je ne présente dans mon mémoire qu'une petite partie du travail réalisé, mais espère bien valoriser le reste bientôt.

Je voudrais terminer en remerciant tous ceux qui m'ont soutenu pendant ces trois ans. Directement ou indirectement, tous m'ont aidé à surmonter les moments de découragement. Mes encadrants Marc Voltz et Nadia Carluer ont aussi joué ce rôle et je les en remercie, de même que tous les collègues du Cemagref de Lyon, qui m'ont fait passer de bons moments. Je remercie particulièrement l'équipe pollution diffuse, Victor Adamiade, Christelle Margoum, Guillaume Dramais, Cécile Miège, Eric Sauquet et Kamal Elkadi. Je remercie aussi l'équipe du LISAH pour son dynamisme communicatif. Je remercie enfin Pascal Boistard, dont l'intérêt et la confiance ont été d'un réel réconfort, de même que Philippe Cattan du CIRAD de Guadeloupe pour notre correspondance studieuse mais rafraîchissante, sans oublier Chantal Joubert et Noëlle Morand, les sympathiques et efficaces secrétaires de l'unité QEPP.

Le dernier mot est bien entendu pour mon entourage familial, dont la présence, la patience, l'attention et le soutien ont été infaillibles. Parents, frère et sœurs ont joué un grand rôle pour moi, et bien entendu Noémie, qui aura durant ces trois ans, usé de toutes les casquettes, de l'appui technique à la relecture du mémoire. Ce fut un soutien permanent et une source d'inspiration ; je lui dois beaucoup.

Table des matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction

Les enjeux

Malgré l'introduction progressive de pratiques agricoles limitant l'usage des produits phytosanitaires et le retrait des molécules les plus polluantes, on constate encore à l'heure actuelle une présence préoccupante des pesticides dans les eaux de surface et souterraines (IFEN, 2002; IFEN, 2003; IFEN, 2004). Les enjeux liés à cette situation sont multiples, enjeux de santé publique avant tout, mais aussi environnementaux et économiques.

L'enjeu est de santé publique car, si l'effet toxique des niveaux de concentration retrouvés dans les milieux aquatiques, sur la santé humaine, n'a pas été démontré, les études menées jusqu'à présent ont mis en évidence des effets potentiels notoires, et notamment un risque de dérèglement endocrinien (Considérant 15 de la directive 98/83/CE). Bien que des valeurs paramétriques n'aient pas encore été déterminées, l'Europe reconnaît son inquiétude à cet égard, ce qui est l'origine de la formulation de normes strictes concernant l'eau destinée à la consommation humaine (directive 98/83/CE). Ainsi, l'eau distribuée doit présenter une concentration inférieure à 0,1 µg/L pour chaque substance phytosanitaire et inférieure à 0,5 µg/L pour l'ensemble des substances. Ces normes concernent aussi les eaux brutes utilisées pour la production d'eau potable : celles-ci ne doivent pas dépasser 2 µg/L pour chaque substance, 5 µg/L pour la somme des substances, et doivent subir un traitement spécifique au delà des seuils de potabilité cités précédemment.

L'enjeu est environnemental dans la mesure où ces substances menacent les équilibres écologiques des écosystèmes aquatiques. Là aussi, peu de résultats quantitatifs existent, car les causes de dégradation sont en général multiples. Toutefois, les risques associés aux pesticides sont jugés importants. Pour cela, des classes de qualité ont été édictées (SEQ-Eau version 2), pour évaluer l'aptitude à la vie aquatique, et notamment au maintien de la biodiversité et au maintien de certains taxons polluo-sensibles. Ces classes sont basées, entre autres, sur la concentration en pesticide. On définit notamment deux limites basse et haute définissant respectivement une très bonne qualité permettant la satisfaction des équilibres écologiques, et une mauvaise qualité ne la permettant pas. Ces limites sont très variables d'un pesticide à l'autre mais la limite basse est en général inférieure au seuil de potabilité de 0,1 µg/L et la limite haute est de l'ordre de 0,1 µg/L à 10 mg/L.

L'enjeu est enfin économique car les systèmes de dépollution des eaux brutes ont un coût, de même que le captage de nouvelles ressources, lié à l'abandon des captages les plus contaminés, c'est à dire présentant des concentrations par molécule supérieures à 2 µg/L, ou supérieure à 5 µg/L pour l'ensemble des molécules. En outre, il pourrait être, à l'avenir, de plus en plus difficile de trouver des ressources intactes.

A titre illustratif, on rapporte ici les chiffres publiés par l'institut français de l'environnement concernant la contamination des masses d'eau françaises relevée en 2002

(IFEN, 2004). Concernant les masses d'eau utilisées pour la production d'eau potable, 39 % des 838 captages de surface échantillonnés et 21 % des 2603 captages souterrains échantillonnés ont présenté au moins une fois dans l'année une concentration comprise entre 0,1 µg/L et 2 µg/L, nécessitant l'installation d'un système de traitement spécifique. On note que ces chiffres sous-estiment l'état de contamination des masses d'eau car d'une part, les captages les plus contaminés ont été abandonnés, et d'autre part, les molécules non quantifiées sont supposées de concentration inférieure au seuil de potabilité de 0,1 µg/L, or la limite analytique de quantification est parfois supérieure à ce seuil. Concernant les masses d'eau non utilisées pour la production d'eau potable, les chiffres sont logiquement moins bons : 8 % des 624 points d'échantillonnage de surface sont impropres à la production d'eau potable, même après traitement, ou à la satisfaction des équilibres écologiques. Seulement 8 % des points échantillonnés peuvent être supposés de très bonne qualité, c'est à dire permettant la vie des organismes aquatiques et la production d'eau potable après une simple désinfection. On note que la définition du SEQ-eau mélangeant les critères de potabilité et les critères écotoxicologiques, il n'est pas possible de distinguer des situations intermédiaires entre ces deux extrêmes, ni de découpler l'usage eau potable de la satisfaction des équilibres écologiques. En ce qui concerne les eaux souterraines non utilisées pour la production d'eau potable, 1 % des 1078 points échantillonnés serait impropre à cet usage et 24 % nécessiteraient un traitement spécifique. 75 % des points échantillonnés peuvent être supposés aptes à la production d'eau potable, sachant que 40 % représentent des résultats non quantifiés donc soumis au problème d'interprétation évoqué plus haut.

De l'intérêt de bandes enherbées pour limiter la contamination des eaux de surface par les pesticides

La contamination des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires résulte de deux grands types de pollutions : les pollutions ponctuelles et les pollutions diffuses. Dans les deux cas, l'agriculture endosse la responsabilité principale, même si elle n'est pas la seule responsable (entretien des voiries et des espaces verts publics, usages particuliers).

Les pollutions ponctuelles sont liées à une mauvaise manipulation des produits : problèmes de stockage des solutions concentrées, débordements des cuves de préparation, rejets sauvages des fonds de cuve, lavage des machines servant à l'épandage sans récupération des effluents. Ce type de pollution peut générer des pics de concentrations très élevées mais il est en principe « facile » à résorber à court terme, par l'information et la formation des agriculteurs, par le financement d'unités de lavage permettant un traitement des effluents et par la récupération des produits non utilisés.

Les pollutions diffuses correspondent au transfert, vers les masses d'eaux, des produits appliqués sur les parcelles cultivées. En ce qui concerne les eaux de surface, il s'agit essentiellement de transferts par dérive atmosphérique, qui se produisent lors de l'épandage, et de transferts liés aux écoulements, se produisant après épandage. Ces derniers regroupent le

ruissellement de surface et les écoulements de subsurface. La dérive peut probablement, comme pour les pollutions ponctuelles, être en grande partie résorbée à court terme, par des changements de pratique tels qu'un entretien régulier des pulvérisateurs et par le respect de zones non traitées en bordure des cours d'eau. En revanche, les transferts liés aux écoulements sont plus difficiles à réduire, du fait de la complexité des processus physico-chimiques et hydrologiques en jeu. En ce qui concerne les transferts par ruissellement de surface, on constate que la mobilisation des produits présents à la surface de la parcelle et leur transport vers les rivières dépendent de nombreux paramètres :

- La masse de polluant mobilisable dépend essentiellement de la durée entre la date d'application et l'événement ruisselant, mais aussi des propriétés physico-chimiques de la molécule (solubilité, demi-vie, coefficient d'adsorption, pression de vapeur saturante), des conditions météorologiques après épandage et des propriétés physico-chimiques du sol (de la teneur en matière organique de l'horizon de surface notamment).
- Le ruissellement parcellaire dépend de variables telles que l'intensité et la durée de la pluie considérée, la pente du terrain, les propriétés physiques du sol (texture et structure) et les pratiques culturales (labour, non-labour).
- Le transport des produits mobilisés à l'échelle parcellaire par le ruissellement jusqu'aux eaux de surface, dépend du fonctionnement hydrologique global du bassin versant. Dans les bassins agricoles, souvent fortement anthropisés, on constate le rôle déterminant joué par deux types de **zones d'interfaces** :

les réseaux de fossés, récupérant les eaux de ruissellement à l'échelle parcellaire et les canalisant vers la rivière la plus proche,

les zones tampons, définies comme l'ensemble des zones susceptibles de ralentir la propagation du flux polluant vers la rivière, voire de diminuer sa concentration ou encore son volume. Les **zones tampons enherbées**, qui font l'objet de ce travail, désignent toute surface en herbe en position de jouer ce rôle d'interface entre les parcelles cultivées et les cours d'eau. Elles représentent une perspective très intéressante dans la lutte contre les pollutions diffuses par les pesticides utilisés en agriculture, dans la mesure où elles occupent déjà à l'heure actuelle une surface significative dans les paysages ruraux. Une meilleure utilisation de ces surfaces, par un réaménagement des réseaux hydrographiques naturels et anthropiques notamment, représente une perspective intéressante. De plus, de nouvelles bandes enherbées peuvent être aménagées à très court terme et à faible coût, pour compléter les surfaces en herbe existantes.

Un contexte réglementaire fort dans le domaine de l'eau, favorable à l'aménagement de zones tampons enherbées pour lutter contre les pollutions diffuses

Le contexte réglementaire illustre une volonté politique de reconquérir l'état écologique et chimique des eaux continentales et côtières à moyen terme. Cette volonté a été exprimée, au niveau communautaire, dans la directive 2000/60/CE, dite directive cadre sur l'eau, et dans la nouvelle politique agricole commune.

La directive cadre sur l'eau fait de la protection de l'environnement son « objectif principal en ce qu'il permet de répondre aux autres objectifs que sont l'approvisionnement en eau potable des populations et la satisfaction d'autres usages marchands ». Les objectifs, fixés à l'horizon 2015, sont quantitatifs et qualitatifs. Ils correspondent, pour les masses d'eau de surface, à l'atteinte d'un bon état écologique et chimique.
Dans le district Rhône-Méditerranée-Corse, treize points susceptibles d'empêcher l'atteinte de ces objectifs à l'échéance 2015 ont été identifiés. Parmi ces problèmes, la question phytosanitaire tient une place importante : à dire d'expert, la présence de pesticide représente le facteur le plus contributif au risque de non atteinte du bon état dans 35 % des masses d'eau de surface à risque et 70 % des masses d'eaux souterraines à risque (Agence-de-l'eau-RMC, 2004).

La politique agricole commune a introduit parmi ses objectifs, celui de contribuer à la protection de l'environnement. Pour cela, un nouveau système de soutien financier aux agriculteurs a été instauré, qui conditionne l'octroi de l'aide publique au respect de « Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales », dont le non-respect entraînera une réduction des aides directes reçues. Parmi ces éco-conditions figure le maintien d'une surface en herbe (ou autre couvert à intérêt environnemental), correspondant à 3 % de la surface en céréales, oléoprotéagineux et gels. Ces surfaces doivent être implantées en priorité le long des cours d'eau (figurant sur les cartes IGN d'échelle 1/25000ème ou définis par arrêté préfectoral). Cette éco-conditionnalité représente un levier puissant qui devrait conduire au développement rapide des zones tampons enherbées dans les paysages agricoles. De plus, l'autre pilier de cette politique agricole commune prévoit la contractualisation de mesures agricoles et environnementales (MAE), dont certaines devraient aussi favoriser la mise en herbe d'une partie des terrains actuellement cultivés.

Cependant il existe encore un certain empirisme dans les recommandations techniques faites pour l'aménagement et le dimensionnement des zones tampons enherbées (C.O.R.P.E.N., 1997; USDA-NRCS, 2000). Des largeurs types sont préconisées, alors qu'il est admis que le fonctionnement d'une bande enherbée dépend à la fois de ses caractéristiques intrinsèques et des caractéristiques des versants situés à son amont et à son aval, qui varient d'un site à l'autre. De plus, la situation d'implantation, en bordure de cours d'eau, favorisée par les mesures de conditionnalité de la PAC, ne correspond pas toujours à la situation optimale. En effet, les bords de cours d'eau sont souvent des zones humides, susceptibles de présenter une capacité d'infiltration limitée. Lorsque l'infiltration n'est pas limitante, des transferts indirects des produits infiltrés dans la zone tampon peuvent se produire vers la rivière adjacente, via des écoulements subsurfaciques (Rapport final du programme Pesticides du MEDD, 2004). La demande opérationnelle est donc forte, pour améliorer la capacité à prédire l'efficacité d'une zone tampon enherbée dans une situation donnée, et ainsi fonder l'aménagement des zones tampons enherbées sur des bases techniques et scientifiques solides.

Problématique générale de la thèse

L'étude du potentiel épurateur des zones tampons enherbées vis à vis des pesticides transportés par ruissellement de surface représente un enjeu scientifique important, dans la mesure où on constate, comme le fait apparaître l'étude bibliographique, un manque de connaissances concernant les processus responsables du potentiel épurateur des zones tampons enherbées, et l'absence d'outil de modélisation intégrant ces processus, susceptible de répondre aux attentes opérationnelles énoncées précédemment.

La thèse s'inscrit dans la continuité des travaux antérieurs réalisés par l'équipe Pollutions Diffuses du Cemagref de Lyon, sur la rétention des pesticides dans les bandes enherbées (Assier, 2001; Dages, 2002; Gril, 2002; Gril et al., 1996; Michalak, 2000; Patty, 1997; Souiller et al., 2002). Ceux-ci se sont principalement intéressés à l'interception des flux d'eau et de pesticide à la surface d'une zone tampon enherbée. Dans le travail présenté, nous avons affiné la compréhension des processus de surface et, de façon originale, nous avons entrepris la caractérisation du devenir des flux de pesticides interceptés. Le principal processus d'interception étant l'infiltration (Lacas et al., 2005), nous nous sommes intéressés à la propagation des flux infiltrés dans le sol : à la profondeur atteinte par les pesticides, lors d'un événement ruisselant, au flux quittant la zone racinaire, qui est la zone présentant une forte capacité à dégrader les pesticides, et aux flux latéraux se produisant dans la zone racinaire. Sur la plan temporel, notre étude concerne l'échelle de l'événement. La dégradation et l'accumulation des produits interceptés, intervenant à l'échelle annuelle, n'a pas été traitée explicitement, même si des travaux ont été entrepris en ce sens.

Une approche expérimentale a été développée, basée sur un dispositif expérimental in-situ, situé dans le Beaujolais (69). Le site expérimental a été lourdement instrumenté. Il comprend notamment, de façon originale, des mesures de flux en subsurface. L'instrumentation permet de faire un bilan complet, incluant les flux de surface et de subsurface, de l'impact d'une zone tampon enherbée sur un ruissellement contaminé. Le dispositif a été conçu pour enregistrer des événements ruisselants naturels à l'aval d'une parcelle cultivée, traitée chimiquement. Le suivi expérimental a été réalisé sur les années 2004 et 2005. Toutefois, ce suivi a été complété par un événement artificiel simulé. Une molécule herbicide a été choisie comme modèle : le diuron.

Parallèlement, **un travail de modélisation** a été réalisé à l'aide d'un modèle numérique à base physique. Le modèle permet une représentation explicite du ruissellement de surface et des flux se produisant dans le sol, verticalement et latéralement. Il est utilisé comme une aide à la compréhension des processus d'écoulement, de transport et de rétention des pesticides, en surface et subsurface. On jette ainsi les bases d'une représentation numérique équivalente d'une zone tampon enherbée, utilisable à court terme pour prédire l'efficacité d'une bande enherbée dans des situations types et supposées à risque, et intégrable à moyen terme dans des outils de modélisation à l'échelle du bassin versant.

Plan du rapport

Le premier chapitre propose un état de l'art concernant la capacité des bandes enherbées à retenir les produits phytosanitaires transportés par ruissellement de surface. De cet état de l'art découlent la formulation des objectifs de la thèse et la présentation de la méthodologie envisagée.

Le second chapitre est consacré à la présentation des matériels et méthodes utilisés, sur le plan expérimental et sur le plan numérique. Sur le plan expérimental, il s'agit du dispositif réalisé in-situ et des protocoles utilisés in-situ et au laboratoire pour caractériser les propriétés hydrodynamiques et les propriétés d'adsorption du Diuron sur le sol. Sur le plan numérique, il s'agit des équations mathématiques constitutives du modèle numérique utilisé.

Le troisième chapitre est consacré aux résultats obtenus sur les propriétés hydrodynamiques et sur les propriétés de transport et d'adsorption du Diuron sur le sol du site expérimental. Les résultats concernant les propriétés hydrodynamiques traitent de la conductivité hydraulique et de la rétention hydrique du profil de sol, en régime saturé et non saturé. Les propriétés identifiées sont validées par modélisation, sur la base de mesures de flux d'eau réalisées à l'échelle locale du profil de sol. Les résultats concernant l'adsorption du Diuron traitent de la cinétique de réaction et du coefficient de partage sol/eau atteint à l'équilibre pour plusieurs niveaux de concentration. Ces résultats ont été établis sur plusieurs horizons du profil de sol enherbé et sur un sol cultivé servant de référence. Les propriétés de transport des solutés dans la zone racinaire sont établies par modélisation, sur la base de mesures de flux d'un soluté conservatif, faites à l'échelle locale.

Les quatrième et cinquième chapitres présentent respectivement une étude des flux d'eau et de pesticide se produisant dans une bande enherbée en situation d'interception d'un écoulement de surface contaminé. L'étude, expérimentale et numérique, est basée sur deux événements enregistrés sur le site expérimental. L'un est naturel et l'autre, artificiel. La propagation des flux en surface et dans le sol est caractérisée de façon dynamique au cours de l'événement et pendant les vingt-quatre heures suivantes. Elle permet d'identifier les processus d'écoulement et de transport et de faire un bilan des flux entré, retenu et sorti de la zone racinaire, au cours de chaque événement. La modélisation conforte le travail expérimental et permet de valider une représentation bi-dimensionnelle équivalente du système, en situation d'interception d'un écoulement de surface.

Une conclusion générale fait la synthèse des principaux résultats obtenus. Ceux-ci sont discutés et les intérêts opérationnels du travail réalisé, comme les perspectives scientifiques dégagées, sont formulés.

Chapitre I : Etat de l'art et démarche

La première partie du chapitre est consacrée à un état de l'art, à l'issu duquel les objectifs de la thèse sont présentés en détails, ainsi que la méthodologie envisagée.

1. Utilisation de bandes enherbées pour limiter les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux de surface : Etat de l'art

Le contenu de cette partie a été publié en anglais, sous une forme très proche, dans la revue *Agronomy for Sustainable Development* (Lacas et al., 2005).

L'objectif de cette revue bibliographique est de faire une analyse critique des résultats concernant l'utilisation de bandes enherbées pour retenir les produits phytosanitaires transportés dans le ruissellement de surface, et notamment d'identifier quels sont les mécanismes d'épuration bien connus et ceux nécessitant des recherches supplémentaires.

Dans ce but, après une introduction sur l'historique des travaux, le texte aborde les quatre questions principales suivantes :

- Quels sont les facteurs de variation affectant l'efficacité d'une zone tampon à retenir les pesticides transportés par ruissellement de surface ?
- Que deviennent les pesticides interceptés par une bande enherbée ?
- Quelles sont les approches de modélisation existantes et quelles sont leurs limites ?
- Quelles sont les recommandations actuelles faites pour dimensionner une bande enherbée et la localiser dans un bassin versant et sont-elles cohérentes avec notre état des connaissances ?

1.1. Introduction : historique et autres revues

L'intérêt des bandes enherbées dans la lutte contre les pollutions diffuses des eaux de surface a fait l'objet de nombreux travaux dans les dernières décennies. Les premiers résultats expérimentaux concernaient leur aptitude à intercepter les flux de sédiments et de nutriments transportés par ruissellement. Trois revues majeures doivent être citées à ce sujet. L'originalité de la première (Muscutt et al., 1993) vient de son approche mécaniste : les résultats obtenus sur la rétention de l'azote, du phosphore et des sédiments sont analysés à la lumière des différents processus de transport affectant chacune de ces espèces dans une bande enherbée. L'intérêt de la seconde (Norris, 1993) est de discuter des apparentes contradictions des résultats obtenus sur la rétention des nutriments à l'échelle de la parcelle enherbée et à l'échelle du bassin versant, pour mettre en évidence l'importance de la localisation des zones tampons, à raisonner en fonction des caractéristiques physiques de chaque zone tampon et du type de polluant en question. La troisième (Dosskey, 2001) est intéressante du fait qu'elle

aborde l'ensemble des fonctions environnementales potentielles d'une zone tampon (épuration des eaux souterraines, maintien des berges, épuration du cours d'eau, …), dépassant le cadre du transfert de polluant par ruissellement de surface qui est le notre. Cette synthèse fournit de plus une analyse des lacunes scientifiques et propose un classement des perspectives de recherche. Ces synthèses représentent donc des approches tout à fait comparables à celle qui est décrite ici, même si notre recherche s'est focalisée sur les travaux concernant les pesticides. Les conclusions sont naturellement en partie similaires car les mécanismes de transport sont identiques. Afin de m'éviter un laborieux plagiat et d'éviter au lecteur une copie forcément fade, je conseille à ce dernier de se procurer directement ces documents.

Les résultats acquis sur l'aptitude des zones tampons à dissiper les flux de produits phytosanitaires sont récents, même si on trouve quelques travaux isolés antérieurs à 1990 (Asmussen et al., 1977; Rohde et al., 1980). Depuis 10 ans, la bibliographie sur les capacités d'épuration des bandes enherbées vis à vis des produits phytosanitaires s'est considérablement étoffée, notamment vis à vis des herbicides. Outre la mise en évidence de l'efficacité des bandes enherbées à retenir ces produits, les études menées ont visé une meilleure compréhension des processus et facteurs affectant leur fonctionnement, l'objectif in fine étant de rechercher des règles de dimensionnement et de localisation de ce type d'aménagement afin d'augmenter son efficacité dans la lutte contre les pollutions diffuses. A notre connaissance, une seule revue bibliographique fait état de ces travaux (USDA-NRCS, 2000). Mais ce document à vocation d'application se borne à lister les différents résultats obtenus sur la rétention des pesticides dans différents types de zone tampon, sans comparaison ni analyse critique. Il fournit par ailleurs quelques éléments d'ordres technique et économique concernant l'implantation (localisation et dimensionnement) et l'entretien des zones tampons, mais ne propose pas de méthodologie quantitative. La revue de *Dosskey* (2001) fait également état de quelques résultats concernant les pesticides mais ce n'est pas son objet principal.

1.2. Des capacités d'interception intéressantes mais variables

Le Tableau I.1 présente les derniers travaux portant sur la rétention des pesticides par les bandes enherbées, en complément des synthèses bibliographiques précédemment publiées (Muscutt et al., 1993; Patty, 1997; USDA-NRCS, 2000). Les résultats présentés montrent que les bandes enherbées peuvent être très efficaces pour dissiper les flux de phytosanitaires présents dans le ruissellement de surface. Cependant, on constate une grande variabilité dans les résultats, déjà soulignée par ailleurs (Dosskey, 2002). Son interprétation est délicate.

Tableau I.1 : Synthèse des résultats concernant la dissipation des produits phytosanitaires dans les bandes enherbées.

		Dimensions				Dissipation des flux (%)		
Référence bibliographique	Conditions expérimentales	Longueur enherbée (m)	Ratio de surface (%)	Modalité testée	Type de données Mesure Formulation (Répétitions)	Nature du flux	Masse	Conc.
Arora et al. (1996)	Pluie naturelle	20	5	Molécule	Instantanée	Eau	9-98	
					Cumul par événements (6)	Atrazine tot.	13-100	
						Metolachlore tot.	22-100	
						Cyanazine tot.	15-100	
Webster and Shaw (1996)	Pluie naturelle	2	18	Molécule	Cumul par événements (24)	Eau	0-65	
				Charge entrante	Moyenne inter-annuelle (3)	Metolachlore dis.	13-88	
						Métribuzin dis.	22-89	
Patty et al. (1997)	Pluie naturelle	6, 12, 18	12-36	Molécule	Cumul par événements (32)	Eau	43-100	
				Longueur	Moyenne inter-annuelle (2)	Isoproturon dis.	99-100	
						Diflufénicanil dis.	97-100	
						Atrazine dis.	44-100	
						Lindane dis.	72-100	
Lowrance et al. (1997)	Pluie naturelle	8		Molécule	Cumul par événement	Atrazine tot.	37-86	0-68
					Moyenne inter-annuelle (3)	Alachlore tot.	50-94	0-75
Tingle et al (1998)	Pluie naturelle	0,5 - 4	2-18	Molécule	Cumuls sur 2j et 84j après application	Eau	47-69	
				Longueur		Metolachlore dis.	48-68	48-69
					Moyenne inter-annuelle (3)	Metribuzin dis.	48-69	48-68
Rankins et al. (2001)	Pluie naturelle	0,3	1,4	Molécule	Conc. Inst., ruiss. cumulé sur 127j après applic.	Eau	49-76	
				Végétation		Fluométuron dis.	59-84	32-71
					Moyenne inter-annuelle (3)	Norflurazon dis.	45-86	35-66
Vellidis et al. (2002)	Pluie naturelle	8	80	Molécule	Cumul par événement	Atrazine tot.	92-97	61-89
					Moyenne inter-annuelle (2)	Alachlore tot.	91-99	73-95
						Bromure		55-73
Chambre d'Agriculture du Vaucluse, 2000	Pluie naturelle	3-6	4-8	Molécule	Cumuls par événement (29)	Eau	55-86	
				Longueur	Moyenne inter-annuelle (3)	Diuron tot.	77-88	
						Fosétyl-Al tot.	37-100	
						Thiodicarbe tot.	14-91	
Spatz et al. (1997)	Pluie simulée	1-15	14-214	Etat hydrique	Instantanée	Pendimethalin tot.	77-100	
	60 mm/h			Longueur	Cumul par simulation (1)	Fenpropimorph tot.	42-100	
	90-180 min			Type de sol		Terbuthylazine tot.	29-100	
				Molécule		Primicarb tot.	23-100	
						Isoproturon tot.	18-100	
Souiller et al. (2002)	Ruis. simulé	3		Débit	Instantanée	Eau	55-92	
	117-200 mm/h			Molécule	Régime permanent (1)	Diflufénicanil dis.	61-98	25-70
	60-150 min			Saisonalité		Atrazine dis.	60-95	<10
						Isoproturon dis.	61-79	<10
						Diuron dis.	62-81	
Syversen and Bechmann (2003)	Ruis. simulé	5-7,5		Longueur	Instantanée	Glyphosate dis.		24-70
	38-58 mm/h			Saisonalité	Régime permanent (1)	Glyphosate part.		10-80
	300 min			Molécule		Fenpropimorph dis.		32-78
						Fenpropimorph part.		50-95
						Propiconazole dis.		61-73
						Propiconazole part.		0-70
Klöppel et al. (1997)	Ruis. simulé	10-20		Longueur	Cumul par simulation (1)	Eau	0-92	
	400-2000l/h			Débit		Dichlorprop-p	61-98	14-73
	Pluie simulée			Molécule		Isoproturon	70-98	10-79
	14 mm/h			Source ponctuelle		Terbuthylazine	70-98	30-79
Schmitt et al (1999)	Ruis. simulé	7,5-15	9-19	Longueur	Cumul par simulation (1)	Eau	35-80	
	100-200 mm/h ; 25'			Molécule		Permethrin tot.	45-95	5-80
	Pluie simulée			Végétation		Atrazine tot.	30-90	0-40
	50mm/h ; 30'					Alachlore tot.	40-90	5-65
Misra et al (1996)	Ruis. simulé	12	3-7	Débit	Cumul par simulation (1)	Eau	29-34	
	190-380 mm/h ; 45'			Charge entrante		Atrazine dis.	26-50	0-7
	Pluie simulée					Metolachlore dis.	27-47	0-2
	64 mm/h ; 60'					Cyanazine dis.	26-47	0-2

Cette variabilité s'explique en premier lieu par les différences existant entre les protocoles expérimentaux : expériences réalisées en conditions naturelles ou en conditions

contrôlées (cf Tableau I.1). Les expérimentations réalisées en conditions naturelles reproduisent la configuration d'une bande enherbée adjacente à une parcelle cultivée, soumises à une pluie quelconque. Les simulations en conditions contrôlées de pluie et / ou de ruissellement se distinguent sur plusieurs points : les hiétogrammes et / ou hydrogrammes simulés sont généralement en créneaux ; les dimensions de ces simulateurs sont réduites, ce qui impose des ratios *surface enherbée / surface traitée* importants ; la partie enherbée n'est généralement pas arrosée (sauf pour les systèmes mixtes ruissellement+pluie), ce qui ne rend pas compte de la dilution des flux et de l'augmentation de la capacité de transport induite par la pluie tombée directement sur la bande ; la bande est généralement « sèche » lorsque débute le ruissellement. Enfin, lors des simulations de ruissellement, l'écoulement a une vitesse nulle en entrée de la bande et la concentration en pesticide est généralement constante pendant toute la durée de l'événement. Ces différences posent la question de la représentativité des résultats obtenus avec les simulateurs et pourraient expliquer en partie la variabilité constatée des résultats.

Une seconde source de variabilité provient du fait que plusieurs paramètres expérimentaux varient souvent simultanément d'un résultat à l'autre, de sorte qu'en dehors des modalités testées par chaque auteur (cf Tableau I.1), il est difficile d'attribuer les écarts constatés à un paramètre particulier (cf Figure I.1). On cite à titre d'exemple les dimensions de la bande enherbée, les dimensions de la zone ruisselant vers la bande enherbée (ou équivalent en ce qui concerne les simulations de ruissellement), l'intensité et la durée de l'événement, le type de molécule (cf Tableau I.2), qui sont autant de paramètres affectant le fonctionnement d'une bande enherbée, comme on le montre par la suite. De plus, des paramètres clés tels que l'état hydrique du sol au moment de l'événement et les propriétés hydrodynamiques du sol ne sont quasiment jamais renseignés ou, pire, n'ont pas été mesurés.

Une dernière source de variabilité réside dans la formulation des résultats. Ceux-ci peuvent être exprimés en terme de quantité de matière, de concentration ou de flux moyen ou en terme de concentration ou flux instantané. Et les éléments nécessaires à une homogénéisation des résultats ne sont pas toujours fournis.

Finalement, le fait de comparer des résultats obtenus par différents protocoles expérimentaux et différents auteurs apparaît relativement aléatoire. La Figure I.1 illustre ceci à travers la quantification du processus d'infiltration faite par plusieurs auteurs, en fonction de la *Longueur enherbée*, en général considérée comme le paramètre principal déterminant l'efficacité d'un système tampon. La dispersion des résultats est surprenante et n'autorise aucune corrélation entre l'efficacité d'un système tampon à diminuer les flux ruisselés par infiltration et la longueur du dispositif tampon.

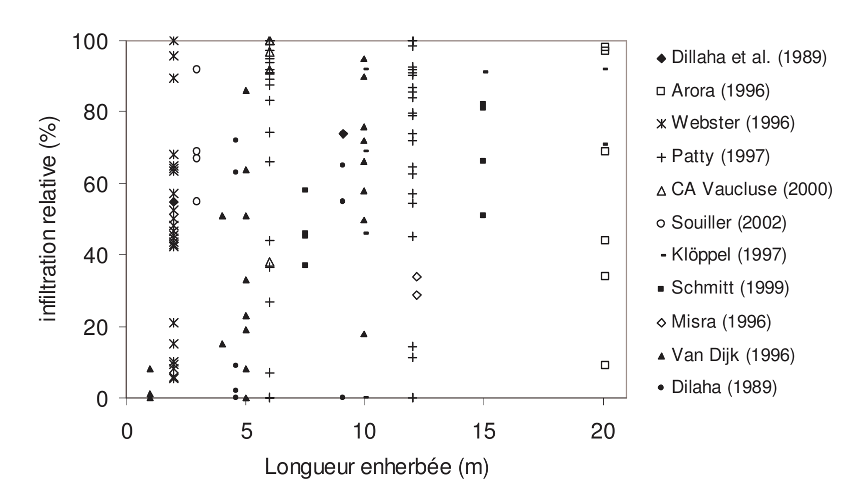


Figure I.1 : Dispersion des résultats concernant les capacités d'infiltration d'une bande enherbée.

Cette variabilité dans les valeurs d'efficacité illustre clairement la diversité des processus physiques et bio-chimiques intervenant dans le fonctionnement d'une bande enherbée et le fait que leur contribution relative peut varier d'une situation à l'autre, en fonction de nombreux paramètres. Il est donc nécessaire de dépasser le simple constat de l'efficacité d'une bande enherbée et d'aborder son fonctionnement d'un point de vue mécaniste, dans le but d'expliquer la variabilité des résultats expérimentaux. Pour cela, nous présentons ci-dessous les processus physiques intervenant dans la capacité de dissipation d'une bande et les paramètres qui les contrôlent.

Tableau I.2 : Diversité des molécules étudiées.

Molécule	Solubilité dans l'eau (mg/l) *source Agritox*	Adsorption Koc (l/kg) *source Agritox*	Références bibliographiques
Metribuzin	1200	3 - 47	Tingle (1998), Webster (1996)
2,4-D	300-34000	5-215	Cole (1997)
Mecoprop	734	5 - 43	Spatz (1997), Cole (1997)
Fosétyl Al		27-62	CA Vaucluse (2000)
Thiodicarbe	35	44-73	CA Vaucluse (2000)
Metolachlor	488	41 -114	Arora (1996), Misra (1996), Tingle (1998), Mersie (1999), Staddon (2001), Webster (1996)
Atrazine	33	38 -170	Lowrance (1996), Vellidis (2002), Arora (1996), Misra (1996), Delphin (2001), Mersie (1999), Schmitt (1999), Souiller (2002), Patty (1997)
Dicamba	8.3-18	3 -260	Cole (1997)
Isoproturon	70	36 -241	Benoit (1999), Benoit (2000), Klöppel (1997), Lecomte (1999), Madrigal (2002), Patty (1997), Spatz (1997), Souiller (2002)
Alachlor	148	102 -150	Lawrence (1996), Vellidis (2002), Schmitt (1999)
Cyanazine	171	116 - 500	Arora (1996), Misra (1996)
Therbuthylazine	8.5	160 - 447	Klöppel (1997), Spatz (1997)
Norflurazon	28	290 -1056	Rankins (2001)
Propiconazol	110	382-1789	Syversen (2003)
Diuron		538 - 696	CA Vaucluse (2000), Souiller (2002)
Diazinon	40	85 -1842	Watanabe (2001)
Diflufenicanil	<0.05	1622 -2369	Lecomte (1999), Madrigal (2002), Patty (1997), Souiller (2002)
Fenpropimorph	4.3	2772 - 5943	Spatz (1997), Syversen (2003)
Chlorpyriphos	0.94	2500 -14000	Cole (1997)
Bifenox	0,36	1800-23000	Klöppel (1997)
Pendimethalin	0.3	6700 -29400	Spatz (1997), Lee (2000)

1.2.1. Mécanismes d'abattement des flux de pesticides par une bande enherbée

En général, quatre processus principaux sont supposés responsables de la réduction des flux de surface de produits phytosanitaires par une bande enherbée. Ces processus sont représentés dans la Figure I.2 :

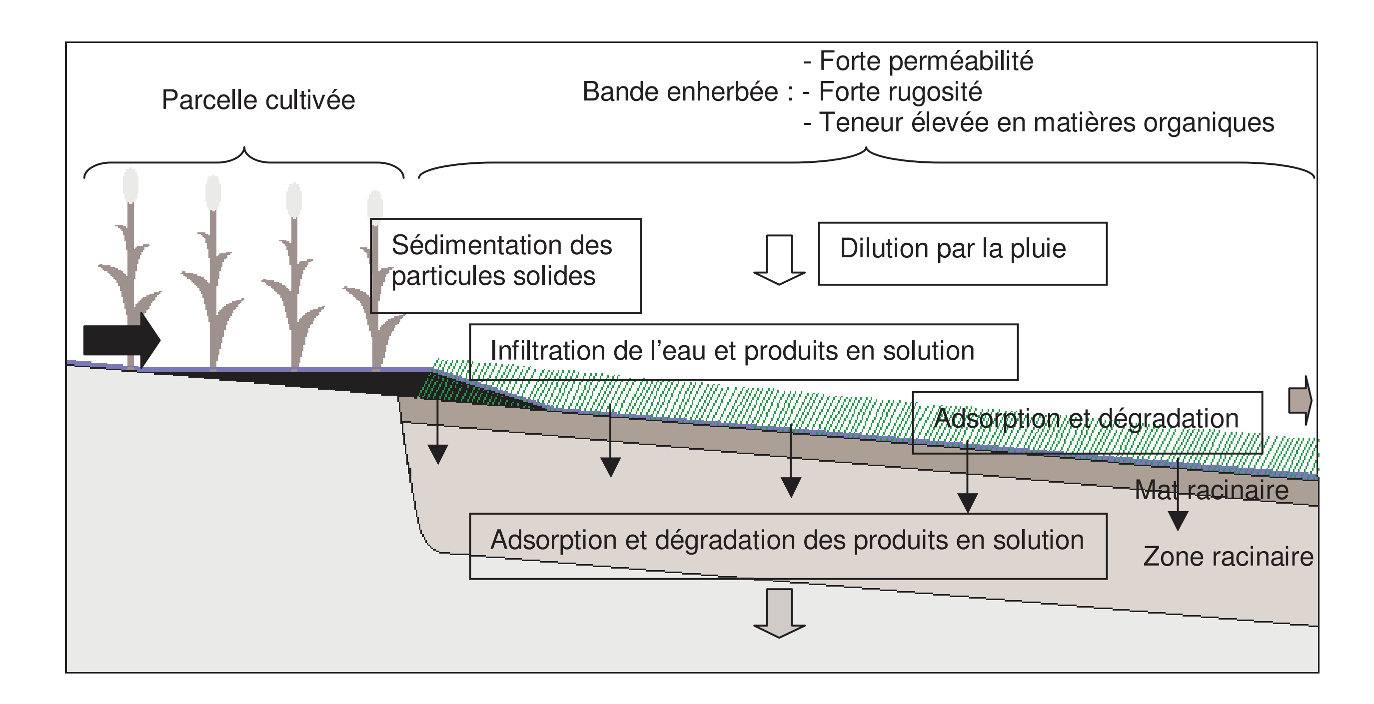


Figure I.2 : Schéma des processus et transferts possibles dans un « système bande enherbée » rivulaire.

1.2.1.1. L'infiltration.

De nombreux auteurs montrent que l'intérêt principal d'une bande repose sur ses capacités d'infiltration (Muscutt et al., 1993; Patty, 1997; USDA-NRCS, 2000). Ce processus agit principalement sur les produits en solution. Cependant les particules fines (<0.45 µm) peuvent aussi pénétrer dans le sol, entraînant avec elles les molécules adsorbées à leur surface (Mercier, 1998).

Peu de résultats de mesures in-situ de perméabilité sont disponibles mais les quelques valeurs mesurées sont particulièrement élevées allant de 2 à 58 cm/h sur un couvert de ray-grass anglais de sept ans (Souiller et al., 2002) et de 15 à 33 cm/h sur la zone racinaire d'un couvert de fétuque de 2-3 mois (Watanabe and Grismer, 2001).

L'enherbement est à l'origine d'une modification des caractéristiques porales de la couche de surface du sol. Ceci peut s'expliquer par l'effet structurant du chevelu racinaire, particulièrement dense, et par l'enrichissement du sol en matière organique (Benoit et al.,

1999; Madrigal et al., 2002), celle-ci jouant un rôle stabilisateur sur les agrégats de particules (Tisdall and Oades, 1982). L'activité de la macrofaune intervient également : les populations de rongeurs, taupes ou vers de terre sont généralement importantes en prairie du fait de la présence de substrat facilement assimilable, de l'absence de traitement phytosanitaire et de l'absence de travail du sol (Beven and Germann, 1982) ; elles favorisent la formation de voies d'écoulements rapides. Des observations sur des cylindres de sol prélevés en bande enherbée confirment la présence de racines et de galeries de vers (2-3mm de diamètre) jusqu'à 30 cm sous la surface (Benoit et al., 2000; Pot et al., 2003). Cependant, il n'existe pas ou très peu de données quantitatives concernant l'impact de cette macroporosité, d'origine végétale ou animale, sur la capacité d'infiltration (cette remarque dépasse le cadre des bandes enherbées).

1.2.1.2. La sédimentation.

Elle permet de réduire les flux de matières en suspension et ainsi d'intercepter les pesticides adsorbés à leur surface. Des expériences sur canal expérimental montrent que la rétention des particules se fait majoritairement par sédimentation en amont de la bande dans la zone d'eau morte formée par accumulation contre le bord supérieur de la zone enherbée (Dabney et al., 1995; Ghadiri et al., 2001; Meyer et al., 1995), plus que par un effet filtrant (au sens mécanique du terme) de la végétation elle-même, comme on peut souvent l'entendre. Dans cette zone d'eau morte, la capacité de transport devient quasi nulle, entraînant le dépôt rapide des particules en suspension (Dabney et al., 1995; Jin et al., 2000). Cependant, la capacité de sédimentation à l'intérieur de la bande n'est pas nulle et le dépôt formé en amont est entraîné plus ou moins rapidement vers l'intérieur avec le temps (Dillaha et al., 1989).

1.2.1.3. La dilution.

Elle s'opère à la surface de la bande lorsque de l'eau de pluie non contaminée tombe sur la bande pour se mélanger au ruissellement contaminé issu de l'amont. Le facteur de dilution (*pluie / pluie+ruissellement*), qui représente l'abattement de concentration attendu dans l'hypothèse d'un mélange idéal, est en général significatif (Lowrance et al., 1997; Schmitt et al., 1999; Vellidis et al., 2002). Il dépend du ratio de surface *zone enherbée/zone traitée,* et donc des volumes d'eau ruisselés et précipités. Les observations réalisées ont montré des abattements en conditions naturelles qui variaient entre 25 et 50 % pour une bande de 8 m à l'aval d'une parcelle cultivée de 2,5 ha (Lowrance et al., 1997), entre 30 et 67 % pour une bande de 8 m à l'aval d'un versant de 10 m (Vellidis et al., 2002), et entre 15 et 30 % pour des bandes de 7 m et 15 m recevant le ruissellement d'un versant cultivé de 80 m (Schmitt et al., 1999).

1.2.1.4. L’adsorption.

Elle concerne les molécules en solution. Elle a lieu sur la surface du sol en ce qui concerne le ruissellement de surface, sur les parties aériennes de la végétation et autres débris végétaux qui peuvent être présents à la surface de la bande. Elle a lieu dans le sol en ce qui concerne les flux infiltrés.

Les parties aériennes de la végétation et les débris végétaux partiellement humifiés présentent les capacités d’adsorption les plus élevées (Benoit et al., 1999; Lickfeldt and Branham, 1995). Le sol présente également une capacité significative, en l’occurrence plus élevée que le même sol cultivé ou que le même sol nu, en relation avec un taux plus élevé de matière organique (Benoit et al., 1999; Reungsang et al., 2001; Staddon et al., 2001). Cet enrichissement en matières organiques vient des débris végétaux peu décomposés et d'exsudats racinaires (Benoit et al., 1999; Benoit et al., 2000). Toutefois, il concerne surtout l’horizon de surface et diminue avec la profondeur pour ne plus être significatif sous 30 cm (Benoit et al., 1999; Madrigal et al., 2002).

La quantification du rôle de l’adsorption dans l’efficacité des bandes enherbées est assez difficile sur le plan expérimental : les mesures de concentration dans la matrice solide sont difficiles sur le plan analytique, ce qui induit une estimation indirecte via les concentrations en solution, par différence entre des mesures en entrée et sortie de bande. Ceci impose de tenir compte des autres processus responsables de l’abattement de concentration dans la bande : la dilution par la pluie, mais aussi l’infiltration lorsqu’on s’intéresse à l’adsorption des produits ruisselés en surface. En effet, seule l’eau non infiltrée ou du moins une fraction du ruissellement entrant, participe au mélange avec la pluie. Ceci explique que les résultats quantitatifs fiables concernant l’impact de l’adsorption sur les solutés transportés par ruissellement à la surface de la bande soient peu nombreux. Néanmoins, il a été démontré que l’adsorption pouvait contribuer de façon significative à la capacité de rétention, même si les résultats ne s’accordent pas quant à la valeur exacte de cette contribution.

1.2.2. Principales propriétés d’une bande enherbée déterminant le potentiel d’interception

1.2.2.1. La capacité d’infiltration :

La capacité d’infiltration dépend en premier lieu de la surface infiltrante, qui est reliée aux dimensions du dispositif (longueur ; largeur). L’impact de la longueur enherbée sur les volumes infiltrés a été mis en évidence par de nombreux auteurs par comparaison des flux sortant de bandes de longueurs différentes (C.A.Vaucluse, 2000; Dillaha et al., 1989; Lim et al., 1998; Patty et al., 1997; Schmitt et al., 1999; Spatz et al., 1997; van Dijk et al., 1996). Mais la surface infiltrante dépend aussi de l’uniformité de l’écoulement à la surface de la bande. En effet, on constate sur la plupart des bandes enherbées que la largeur efficace d’écoulement est inférieure à la largeur de la bande car une topographie non uniforme induit

un ruissellement concentré en chenaux, ou parce que la bande est en dévers (Abu-Zreig et al., 2001; Dillaha et al., 1989).

La capacité d'infiltration d'une bande au cours d'un événement de crue est également contrôlée par les propriétés hydrodynamiques du sol. Ces dernières dépendent notamment de la structure de la couche de surface du sol, donc de tous les facteurs l'influençant : le type de sol, son histoire culturale, l'ancienneté et la nature du couvert herbacé, qui présente un effet structurant sur la porosité du sol (Benoit et al., 1999; Benoit et al., 2000; Reungsang et al., 2001).

Enfin, la capacité d'infiltration est déterminée par les conditions initiales du système et par les conditions aux limites. Comme le montre la théorie de l'infiltration, l'état hydrique initial du sol, la présence d'un horizon imperméable à faible profondeur ou la charge hydraulique présente en surface sont des facteurs de variation potentiel (Smith, 2002). Les observations sur bande enherbée confirment que l'efficacité d'une bande enherbée est réduite lorsque le sol est déjà proche de la saturation quand le ruissellement intervient (Arora et al., 1996). De même la capacité d'infiltration tend plus ou moins rapidement vers zéro lorsque le profil de sol présente une limite imperméable à faible profondeur. En revanche, il n'y a pas de démonstration évidente concernant l'impact de l'épaisseur de la lame d'eau à la surface de la bande dans la mesure où il est difficile de mesurer expérimentalement une lame d'eau à la surface d'un sol enherbé. Les données montrent que quand le débit augmente, l'infiltration augmente dans une même mesure (Arora et al., 1996; Misra et al., 1996; Souiller et al., 2002). Mais ceci peut être le fait d'une augmentation de la surface d'infiltration, par submersion de la microtopographie.

1.2.2.2. La capacité de sédimentation

Plusieurs travaux montrent que la longueur enherbée n'est pas un paramètre déterminant pour la rétention des MES, même si elle la favorise (C.A.Vaucluse, 2000; Dillaha et al., 1989; Lim et al., 1998; Schmitt et al., 1999; Spatz et al., 1997; Srivastava et al., 1996; Tingle et al., 1998). Ceci est cohérent avec les résultats montrant que la sédimentation se fait essentiellement dans les premiers décimètres de la bande (Tingle et al., 1998) ou en amont de celle-ci (Dabney et al., 1995; Ghadiri et al., 2001; Meyer et al., 1995). Les expériences sur maquettes indiquent que les paramètres ayant une influence effective sur la rétention des particules solides en amont d'une bande enherbée sont les caractéristiques granulométriques des particules en suspension, la vitesse de l'écoulement entrant dans la bande et la hauteur d'eau accumulée contre le bord amont de la bande par effet de barrage (Dabney et al., 1995). Les propriétés mécaniques du couvert et notamment sa densité et sa résistance à la flexion (liée au diamètre des tiges) sont ainsi déterminantes (Jin et al., 2000; Meyer et al., 1995). Ces résultats, établis sur substrat artificiel, sont confirmés par des expérimentations in-situ : la densité de la végétation apparaît bien déterminante pour la rétention des particules, lorsqu'on compare des bandes âgées de 2 ans à des bandes de 15 ans ou 25 ans, plus denses (Schmitt et

al., 1999; van Dijk et al., 1996). En ce qui concerne la granulométrie, des expériences in-situ confirment que les particules les plus grossières se déposent en premier (Lee et al., 2000), de telle sorte que la contribution relative des particules les plus fines (< 20 µm) au transport solide total augmente (Lecomte, 1999). Or il a été montré que la concentration en pesticide était jusqu'à 10 fois supérieure dans cette fraction (< 20 µm), comparée aux fractions plus grossières (Lecomte, 1999) : la sédimentation pourrait donc n'avoir qu'un effet limité sur le transport des pesticides, y compris les molécules à fort potentiel d'adsorption.

1.2.2.3. La capacités d'adsorption :

La capacité d'adsorption dépend en premier lieu de la surface de contact entre l'eau et le substrat. Elle devrait donc être corrélée avec la longueur de bande, la largeur efficace d'écoulement et le ratio *rugosité de surface/hauteur ruisselante*. Les résultats expérimentaux établis in-situ sur l'adsorption à proprement parler dans les bandes enherbées sont peu nombreux. Ils ne montrent pas de corrélation nette entre la longueur des bandes enherbées et l'abattement des concentrations par adsorption (Patty, 1997; Tingle et al., 1998). Des résultats contradictoires existent sur l'effet de la hauteur d'eau (Misra et al., 1996; Souiller et al., 2002) et il n'y a pas de résultat concernant l'impact d'une réduction de la largeur efficace d'écoulement. On montre cependant un effet de la densité de végétation : les concentrations en atrazine, alachlore et permethrin sont statistiquement plus faibles en sortie d'une bande enherbée de 25 ans, comparée à une bande de 2 ans, moins dense (Schmitt et al., 1999).

La capacité d'adsorption d'une bande enherbée est par ailleurs potentiellement liée à l'ensemble des facteurs intervenant dans l'adsorption des composés organiques : la nature de l'adsorbat, celle du substrat adsorbant, la teneur en eau de l'adsorbant, la quantité d'adsorbat disponible, la présence d'autres molécules organiques ou ions minéraux, le pH et la température (Calvet et al., 1980). En ce qui concerne les herbicides, de nombreuses études en laboratoire ont montré que la mobilité de ces produits était essentiellement contrôlée par la teneur en matière organique du milieu (Stoeckel et al., 1997). Ce résultat a été confirmé par les travaux spécifiques aux bandes enherbées (Benoit et al., 1999; Madrigal et al., 2002; Reungsang et al., 2001). La corrélation entre adsorption et teneur en matière organique est représentée par le coefficient K_{oc} $[L^3.M^{-1}]$ dérivé du coefficient de partage sol/eau K_d $[L^3.M^{-1}]$:

$$K_d = \frac{C_s}{C_{eq}} \; ; \; K_{oc} = \frac{K_d}{f_{oc}} \qquad \textbf{(I.1)}$$

où C_s est la concentration adsorbée $[M.M^{-1}]$, C_{eq} la concentration du produit en solution $[M.L^{-3}]$, f_{oc} la fraction massique de carbone organique du sol [-].

Le K_{oc} peut être considéré comme intrinsèque à chaque molécule et varie considérablement d'un produit à l'autre (cf Tableau I.2). Par conséquent, la rétention des herbicides dans une bande enherbée est très différente d'une molécule à l'autre (Schmitt et al.,

1999; Souiller et al., 2002; Spatz et al., 1997). A titre d'exemples, la concentration en diflufénicanil (K_{oc} de 1990 L/kg) dans la phase liquide du ruissellement de surface peut être divisée par trois en traversant une bande enherbée, tandis que les concentrations en atrazine et isoproturon (K_{oc} de 38-174 L/kg et 80-230 L/kg respectivement) ne subissent aucun abattement (Souiller et al., 2002) et la rétention globale (infiltration + adsorption) dans une bande enherbée du pendimethalin (K_{oc} de 5000 L/kg) peut être de 96 %, là où l'isoproturon (K_{oc} de 122 L/kg) est retenu à 75 % (Spatz et al., 1997).

On montre cependant que la teneur en matière organique n'est pas le seul critère à considérer. Des travaux de laboratoire sur échantillon de sol provenant de bande enherbée montrent que la nature de la matière organique et notamment son degré de minéralisation peut aussi avoir un impact sur le K_{oc} : les matières organiques partiellement humifiées, riches en lignine, induisent un K_{oc} élevé (Benoit et al., 1999). Par ailleurs, dans une ambiance carbonatée et/ou calcique, le caractère hydrophobe de la matière organique diminue et par conséquent la rétention des molécules neutres hydrophobes (Isoproturon) ou très hydrophobes (Diflufénicanil) diminue également (Madrigal et al., 2002). Enfin, l'adsorption peut également être corrélée avec la teneur en argile, qui est le deuxième constituant du sol adsorbant après la matière organique. Staddon et al. (2001) considèrent que l'influence de l'argile est significative lorsque le ratio *argile / matière organique* est supérieur à 30.

Enfin, le potentiel d'adsorption d'une bande enherbée dépend aussi d'aspects cinétiques car les écoulements ne sont pas permanents et la réaction d'adsorption n'est pas instantanée (Madrigal et al., 2002; Margoum et al., 2001). On montre dans le cas de l'isoproturon et du diflufénicanil que l'équilibre est atteint entre 5 minutes et plusieurs heures selon les substrats (Madrigal et al., 2002; Margoum et al., 2001). Par ailleurs, on peut estimer approximativement que les vitesses d'écoulement sur substrat enherbé sont de l'ordre du mètre par minute (Gril et al., 1996), ce qui impliquerait des temps de contact de l'ordre de quelques minutes suivant la longueur de la bande enherbée. Cela signifie que l'équilibre n'est probablement pas atteint dans les conditions « standards » de débit et pour les longueurs enherbées rencontrées sur le terrain.

Si les résultats sur la cinétique d'adsorption des herbicides sur le sol sont encore trop peu nombreux pour conclure fermement, on peut raisonnablement supposer que les aspects cinétiques limitent sévèrement la rétention des pesticides par adsorption. Ceci montre aussi la difficulté qu'il y a à interpréter des résultats obtenus en conditions naturelles avec des coefficients d'adsorption déterminés en batch, avec des concentrations élevées, des temps de contact importants et une agitation optimisant le contact entre les deux phases. Ceci montre enfin un besoin d'études supplémentaires menées dans des conditions d'écoulement réalistes sinon réelles.

1.2.3. Evolution temporelle de la capacité d'interception

Il nous semble important de souligner que l'efficacité d'une bande enherbée n'est pas une donnée constante mais qu'elle varie dans le temps, en relation avec la dynamique de chacun des processus et des facteurs qui les contrôlent. Cette dynamique de fonctionnement doit être prise en compte pour expliquer les flux dissipés et exportés par un système enherbé en conditions naturelles, et donc l'efficacité apparente de la bande à l'échelle de l'événement, de l'année ou sur le long terme.

A l'échelle de l'événement, les flux de ruissellement imposent des conditions d'alimentation variables tant en termes de flux d'eau que de concentration en pesticide. Ceci produit logiquement une variabilité de l'efficacité de la bande au cours de l'événement du fait de la dépendance des processus d'infiltration, d'adsorption, de sédimentation à ces conditions. On note également une variation des caractéristiques intrinsèques de la bande. L'état hydrique, et donc la capacité d'infiltration de la bande, évolue au fur et à mesure de l'humectation progressive du sol (Misra et al., 1996). Dans les zones d'érosion intense, la perméabilité de surface peut diminuer par colmatage de la porosité par les sédiments déposés (Deletic, 2000; Misra et al., 1994), de même que la pente et la rugosité (Dillaha et al., 1989).

A l'échelle de l'année, on note que la capacité d'infiltration peut évoluer de façon saisonnière en rapport avec les composantes précipitation et évapotranspiration du bilan hydrique, et le cycle végétatif du couvert, qui influe sur la perméabilité de la bande (Souiller et al., 2002). C'est ainsi qu'on observe durant les périodes pluvieuses, où les événements de pluie sont rapprochés et imposent des états hydriques humides, une diminution de la capacité d'infiltration (Arora et al., 1996). On montre également que la capacité d'adsorption peut évoluer du fait de la non linéarité du processus d'adsorption relativement à la concentration (Misra et al., 1996) et de l'évolution temporelle des concentrations exportées hors des parcelles au cours de l'année (Lowrance et al., 1997; Rankins et al., 2001) (ces résultats seraient transposables à l'échelle de l'événement). A l'échelle de l'année, de telles variations dans l'efficacité d'un système tampon peuvent être déterminantes dans la mesure où la majorité des exportations de produit hors des parcelles agricoles se fait au cours de quelques évènements, durant une courte période suivant de près l'application des produits, (Arora et al., 1996; Lowrance et al., 1997; Rankins et al., 2001; Tingle et al., 1998).

Les évolutions possibles à long terme concernent la perméabilité et la capacité d'adsorption. La perméabilité est susceptible d'augmenter progressivement en liaison avec le développement racinaire, les apports de matière organique et la macrofaune (Benoit et al., 1999; Benoit et al., 2000; Reungsang et al., 2001). La capacité d'adsorption, également liée à la teneur en matière organique peut être multipliée par trois en cinq ans (Benoit et al., 1999). Les effets négatifs du dépôt de sédiments rappelés précédemment (colmatage de la porosité, réduction de l'effet dispersif du couvert) peuvent toutefois contrebalancer les effets positifs précédents sur la perméabilité et nécessiter ainsi une intervention (nivellement, remontée de terre, renouvellement du semis).

Le Tableau I.3 propose, en synthèse, un organigramme des variables affectant le fonctionnement d'une bande enherbée.

Tableau I.3 : Organigramme des variables affectant le fonctionnement d'une bande enherbée.

Infiltration	Surface efficace	Longueur Largeur	Dimensions du système
		Uniformité du relief	Topographie
	Perméabilité		Pédogénèse Antécédent cultural Ancienneté de l'enherbement
	Etat hydrique	Précipitations et ruissellement	Contexte climatique Hydrologie de versant
		Evapotranspiration	Contexte climatique Couvert végétal
		Texture et Structure	Pédogénèse Antécédent cultural Ancienneté de l'enherbement
		Profondeur du substratum	Contexte géologique
	Hauteur d'eau	Pente	Topographie
		Rugosité	Densité végétale Résistance à la flexion Hauteur de fauche
		Débit/section	Hydrologie du versant Contexte climatique
Adsorption	Quantité de matière organique		Précédent cultural Ancienneté de l'enherbement
	Taux de minéralisation		
	Koc de la molécule		Pratiques phytosanitaires
	Vitesse d'écoulement	Pente	Topographie
		Rugosité	Densité végétale Résistance à la flexion Hauteur de fauche
Sédimentation	Caractéristiques des MES		Contexte pédogénétique Conditions érosives
	Pente		
	Rugosité		Densité végétale Résistance à la flexion Hauteur de fauche
	Débit		Contexte climatique Hydrologie du versant

1.3. Devenir des produits interceptés par un dispositif enherbé

La question du devenir des produits interceptés par la bande n'a pas fait l'objet d'un grand nombre de travaux. Pourtant, l'importance des flux infiltrés pose la question de leur devenir dans le sol, d'autant que les bandes enherbées sont souvent, de par leur fonction, implantées à proximité des cours d'eau donc potentiellement proches d'une ressource souterraine. Les questions posées sont les suivantes : les produits sont-ils adsorbés sur la matrice solide du sol? Sont-ils dégradés ? Quel est le risque de transfert des produits en profondeur, d'une part à travers l'infiltration et la percolation des eaux de ruissellement

contaminées via des voies de circulation préférentielle de type macroporal, d'autre part à travers le lessivage de molécules adsorbées antérieurement sur la matrice solide du sol de la bande enherbée ? Peut-il y avoir un transfert latéral de subsurface ? Ces transferts sont-ils suffisamment importants pour intervenir dans le calcul de l'efficacité d'un dispositif enherbé ? Existe-t-il un risque de contamination dans la situation particulière où un aquifère superficiel est présent ou dans le cas d'une bande implantée en bordure de rivière ?

1.3.1. Dégradation des produits infiltrés

La dégradation, essentiellement d'origine biologique, permet la décomposition des produits infiltrés, en solution dans l'eau du sol ou adsorbés sur la matrice solide. Une bande enherbée présente en général un potentiel de dégradation élevé du fait d'une teneur élevée en carbone organique total et facilement assimilable. Les populations de champignons et de bactéries ainsi que l'activité enzymatique y sont supérieures (jusqu'à 4 fois) à celles d'un sol nu (Staddon et al., 2001). Cela explique les cinétiques de dégradation plus rapides constatées dans un sol enherbé par rapport à un sol travaillé (Benoit et al., 2000; Mersie et al., 1999) et le fait que les horizons supérieurs, les plus riches en carbone, présentent l'activité microbienne et enzymatique la plus intense (Benoit et al., 2000).

Cependant, la minéralisation complète des herbicides reste longue malgré les conditions favorables rencontrées dans un sol enherbé. La disparition mesurée du produit résulte en fait d'une décomposition partielle en sous produits de dégradation (Benoit et al., 2000). A titre d'exemple, on mesure sur des échantillons de sol enherbé, en conditions standards, une minéralisation inférieure à 1 % pour l'Isoproturon après 44 jours d'incubation (Benoit et al., 2000), inférieure à 4 % pour le métolachlore après 46 jours d'incubation (Staddon et al., 2001), inférieure à 6 % pour l'atrazine après 84 jours d'incubation (Mersie et al., 1999). Les demi-vies (qui correspondent à la disparition de la moitié de la quantité appliquée) estimées pour les molécules mères sont plus courtes : pour le métolachlore, 10 jours en bande enherbée et 23 jours sur sol nu (Staddon et al., 2001) ; pour l'atrazine, entre 14 et 121 jours suivant l'horizon et le sol considéré (Reungsang et al., 2001) ; pour l'isoproturon, de 72 jours sur sol cultivé à 8 jours dans l'horizon de surface d'un sol enherbé (Benoit et al., 1999).

Les métabolites de dégradation peuvent être plus stables que la molécule mère (Benoit et al., 1999; Benoit et al., 2000; Mersie et al., 1999). A titre d'exemple, l'atrazine se dégrade rapidement en plein champ mais ses produits de dégradation peuvent persister dans le sol jusqu'à 9 ans après l'application (Stoeckel et al., 1997). De plus, la réactivité des sous produits peut se révéler forte. C'est notamment le cas avec l'isoproturon (Benoit et al., 1999; Benoit et al., 2000), le métolachlore (Staddon et al., 2001) et l'atrazine (Mersie et al., 1999) qui sont des molécules à K_{oc} modéré mais dont les métabolites sont significativement plus adsorbés que la molécule-mère.

Ainsi, même si la dégradation biologique peut rapidement diminuer les quantités de produit parent disponibles et ainsi limiter le risque d'accumulation et de lessivage, ce n'est probablement pas vrai pour les sous produits de dégradation. Des données supplémentaires doivent être obtenues concernant les sous produits des principaux pesticides utilisés pour quantifier le risque d'accumulation et de lessivage spécifique à ces molécules.

1.3.2. Le risque de percolation profonde

La question de l'entraînement des produits en profondeur est associée à l'existence de voies de transfert rapide de type macroporal. Ces structures, qui peuvent expliquer l'infiltrabilité élevée des sols enherbés, constituent des court-circuits hydrauliques potentiels vis-à-vis des capacités de rétention de la matrice poreuse, dont on connaît par ailleurs les bonnes aptitudes. Plusieurs observations suggèrent l'existence de ces structures : i) des mesures de concentration in-situ faites à l'aide de bougies poreuses installées à 60 cm sous une bande enherbée, qui montrent une contamination de la solution du sol en atrazine et en deethylatrazine dans un délai incompatible avec des transferts matriciels (Delphin and Chapot, 2001), ii) des courbes d'élution de bromure et d'isoproturon sur colonne non remaniée particulièrement rapides (Benoit et al., 2000), iii) des mesures in-situ sous une bande enherbée ayant reçu un ruissellement contaminé, montrant des concentrations résiduelles sur la matrice poreuse trop faibles pour être expliquées par un modèle de transport matriciel de type darcien (Souiller et al., 2002). Ceci dit, la contribution des macropores ne doit pas être surestimée. Tous les macropores présents dans le sol ne sont pas forcément actifs ; seuls ceux connectés hydrauliquement à la surface contribuent aux transferts, les autres restant secs par effet de barrière capillaire. De plus, les parois d'un macropore peuvent aussi être le lieu d'une rétention active, liée à la présence de substances organiques (Edwards et al., 1992). Mais les résultats concernant la contribution de ce type de structure aux flux d'infiltration et plus généralement aux transferts sont encore trop partiels pour pouvoir conclure quant à leur importance.

Les recommandations techniques faites aux Etats-Unis pour l'aménagement des zones tampons (USDA-NRCS, 2000) supposent toutefois que le risque de percolation sous les bandes enherbées n'est pas significatif. Cette hypothèse repose sur les trois arguments suivants. i/ Les produits fortement adsorbés ont un potentiel de percolation très faible du fait du rôle de filtre que joue la bande vis à vis des matières en suspension et de la capacité de rétention d'un sol enherbé. ii/ Les produits faiblement absorbés présentent un potentiel de percolation important, mais qui ne peut s'exprimer car ce type de molécule n'est présent qu'en concentrations très faibles dans le ruissellement de surface grâce à une infiltration rapide au niveau de la parcelle. iii/ Un transfert indirect via la subsurface reste préférable à un transfert direct par ruissellement de surface. Les premier et le troisième arguments apparaissent justifiés, même si concernant le premier, un doute subsiste quant à la rétention des particules les plus fines, qui sont aussi les plus chargées (Lecomte, 1999; Mercier, 1998). En revanche, le second ne l'est pas. En effet, de nombreux travaux ont montré la présence de

pesticides à faible K_{oc} dans les eaux de ruissellement issus de parcelles agricoles (Lennartz et al., 1997; Louchart et al., 2001; Neumann et al., 2002; Schiavon et al., 1995; Wauchope, 1978).

De surcroît plusieurs résultats expérimentaux montrent l'existence de flux significatifs de pesticides sous des bandes enherbées. Ainsi, pour une bande implantée à l'aval d'une parcelle de maïs traitée avec de l'atrazine, les quantités annuelles lessivées sous la bande enherbée (au-delà de 120 cm) rapportées à la surface de la parcelle de maïs sont de l'ordre de 0.6 à 2.9 $g.ha^{-1}$, pour une dose appliquée de 750 $g.ha^{-1}$ (Delphin and Chapot, 2001). Les concentrations mesurées par ces auteurs à 60 cm dans la solution du sol peuvent atteindre ponctuellement 10 $mg.L^{-1}$ pour l'atrazine et 6 $mg.L^{-1}$ pour le deethylatrazine. Par ailleurs, ces auteurs expliquent que, dans leurs conditions hydrologiques, le transfert se fait en deux temps : i) un transfert rapide pendant la période qui suit l'application du produit mais limité aux premiers 60 cm, en raison de l'évapotranspiration de la culture et de la bande qui induit un bilan hydrique déficitaire, et ii) un ré-entraînement en profondeur par lessivage des molécules adsorbées après la période de croissance de la culture, lorsque les précipitations excèdent à nouveau l'évapotranspiration. Dans cette situation, le risque de contamination ne concernerait donc que les molécules (mère ou métabolites) suffisamment persistantes pour être toujours présentes dans le profil de sol une fois la période de croissance de la culture achevée. Deux études montrent par ailleurs des exemples de contamination ponctuelle et localisée d'une nappe superficielle par l'atrazine et l'alachlore à l'aplomb d'une bande enherbée, qui sont attribués à l'infiltration du ruissellement (Lowrance et al., 1997; Vellidis et al., 2002). Le pic de concentration en atrazine mesuré dans la nappe est de 6 $\mu g.L^{-1}$ à l'amont immédiat de la bande et de 2 $\mu g.L^{-1}$ en aval, pour une concentration dans le ruissellement de 90 $\mu g.L^{-1}$ (Lowrance et al., 1997). Les temps de transfert très courts ne peuvent être attribués selon les auteurs qu'à une contamination par le ruissellement de surface et non à une propagation en subsurface depuis la parcelle traitée.

Les résultats sur le lessivage des produits piégés dans une bande enherbée sont quasi inexistants. En surface, on montre que des produits fixés peuvent être relargués lors d'épisodes de ruissellement ultérieurs (Schmitt et al., 1999; Watanabe and Grismer, 2001). Dans le sol, on montre de façon générale que la réversibilité de l'adsorption est plus faible qu'en sol nu et qu'elle diminue rapidement avec le temps : le risque serait donc limité (Benoit et al., 1999). Dans le cas de l'isoproturon, la question du relarguage ne concerne pas le produit parent puisqu'il est rapidement décomposé, mais ses métabolites. Le devenir de ceux-ci, plus stables, est intrinsèquement lié à l'évolution de la matière organique du sol à laquelle ils se fixent durablement (Benoit et al., 2000).

1.3.3. Le risque de transferts latéraux de subsurface

L'occurrence d'écoulements latéraux de subsurface pose question principalement dans le cas des bandes enherbées situées en bordure de cours d'eau (emplacement fréquemment

utilisé) où ce type de transfert peut directement affecter la rivière. De tels écoulements sont notamment possibles s'il existe une discontinuité dans la matrice poreuse (stratification originelle ou d'origine anthropique type semelle de labour) pouvant induire la formation d'un écoulement latéral saturé rapide associé aux épisodes d'infiltration. Ce type d'écoulement a été mis en évidence sous une zone tampon rivulaire implantée sur un sol comprenant un horizon peu perméable à 1m de profondeur (Bosch et al., 1994) : en saison humide, on observe un écoulement latéral saturé gravitaire sur l'imperméable. Cependant, les faibles vitesses mesurées font que le risque de transfert n'est pas très important (Bosch et al., 1996). Il a été constaté par ailleurs un écart de conductivité entre le mat racinaire d'un couvert herbeux et l'horizon sous-jacent (×3 en hiver, ×25 au printemps), susceptible d'induire de tels écoulements latéraux (Souiller et al., 2002). Les mêmes auteurs constatent un écart entre l'infiltration mesurée lors de simulations de ruissellement et l'infiltration théorique déduite de mesures directes de la conductivité hydraulique verticale, la valeur théorique étant nettement inférieure à la valeur mesurée ; cet écart pourrait traduire un écoulement latéral significatif. On montre sur un modèle physique de laboratoire que l'écoulement dans le mat racinaire (3 cm) d'un couvert gazonnant de fétuque implanté sur une pente de 3 % est le lieu d'un écoulement latéral représentant 4 à 7 % de la pluie (Watanabe and Grismer, 2001).

Il semble donc que le risque de transfert latéral de subsurface soit limité à des situations spécifiques. Des écoulements superficiels dans la zone racinaire, même importants en terme de volume d'eau, ne sont pas susceptibles d'induire un transfert de pesticide significatif du fait de la capacité de rétention élevée de cet horizon, sauf dans le cas d'une bande enherbée très étroite, dans laquelle le temps de contact pourrait être trop faible. En revanche, le risque de transfert latéral sous la zone racinaire semble concerner un plus grand nombre de situations dans la mesure où le risque de lessivage profond a été démontré, de même que la capacité de rétention limitée de cette zone. La vitesse d'écoulement latéral de l'eau dans le sol et la distance entre le point d'infiltration (la bande enherbée) et la rivière jouent alors un rôle important. Les situations à risque concernent les sols grossiers (de perméabilité élevée) reposant sur un imperméable peu profond associés à une implantation proche de la rivière (bande rivulaire étroite).

1.4. Modèles numériques intégrateurs

Des modèles numériques mécanistes ont été réalisés pour intégrer les différents processus décrits précédemment, dans le but d'expliquer les flux d'eau et de polluants mesurés expérimentalement en sortie de bandes enherbées, pour des dimensions et un ruissellement donnés. Ces outils représentent chaque processus par des équations mathématiques, souvent des équations différentielles fortement non linéaires, ne possédant pas de solution analytique exacte. Les paramètres intervenant dans ces équations ont en général un sens physique et peuvent de ce fait être mesurés directement ou indirectement.

Les modèle VFSMOD (Muñoz-Carpena et al., 1999) et TRAVA (Deletic, 2001) représentent l'écoulement de surface par l'équation d'onde cinématique résolue en 1D et permettent une discrétisation fine de la bande enherbée. L'infiltration est calculée par l'équation de *Green et Ampt*. Ces modèles se distinguent par des représentations spécifiques du transfert des particules solides : des équations à base physique établies à partir d'expérimentations de laboratoire. Ces modèles ne représentent pas les transferts de solutés. Ils ont été testés sur des données expérimentales avec succès : VFSMOD a été calibré et validé sur des événements de pluie naturels (Muñoz-Carpena et al., 1999) et simulés (Abu-Zreig et al., 2001) ; TRAVA a été calibré avec succès sur des simulations de ruissellement (Deletic, 2000). Cependant, les critères de validation restent modestes : les auteurs se contentent de variables globales comme le volume total infiltré sur l'événement (erreurs allant jusqu'à 25% mais en général inférieures à 10%), les variables dynamiques telles que le temps de montée au débit maximum et le temps de début de ruissellement étant moins bien reproduites.

Le modèle CREAMS, initialement développé pour travailler à l'échelle de la parcelle et sur le long terme, a également été utilisé pour la modélisation de l'impact d'une bande enherbée sur le ruissellement de surface et le transfert de particule (Flanagan et al., 1989). Il résout également l'équation d'onde cinématique en 1D et l'équation de Green et Ampt. Ce modèle a été testé sur des événements naturels mais donne des résultats variables : s'il reproduit à peu près bien les volumes journaliers de ruissellement, le déclenchement des événements ruisselants et les pertes saisonnières de sédiment, il n'existe en revanche aucune corrélation entre les valeurs simulées et mesurées de pertes en sédiment par événement (Cooper et al., 1992).

Le modèle GRAPH (Lee et al., 1989), associé à un modèle de ruissellement et d'érosion, permet de simuler les transferts de soluté et plus particulièrement de phosphore à travers une bande enherbée. Il considère les processus d'advection, d'infiltration, de prélèvement biologique, d'adsorption/désorption sur le sol et les matières en suspension. GRAPH a été validé sur des données de transfert de phosphore issues d'expérimentations en plein champ.

Le modèle Riparian Ecosystem Management Model (REMM) (Lowrance et al., 2000) tient compte d'un grand nombre de processus et notamment des flux subsurfaciques pour estimer les transferts d'eau, d'azote, de phosphore et de sédiment à travers un système tampon. Les flux sont calculés sur un pas de temps journalier, ce qui impose certaines simplifications, notamment concernant la propagation du ruissellement de surface : celui-ci est représenté par le ratio entre un temps de concentration empirique et la durée de l'événement. De plus, le modèle ne permet pas une discrétisation fine de l'espace : seuls neuf macro compartiments sont décrits à travers trois couches de sol et trois zones de végétation distinctes (cf. Figure I.3). Logiquement, la validation de cet outil reste partielle ; si la

modélisation des hauteurs de nappe est en général acceptable, l'erreur sur les volumes ruisselés est beaucoup plus importante (Inamdar et al., 1999; Tucker et al., 2000).

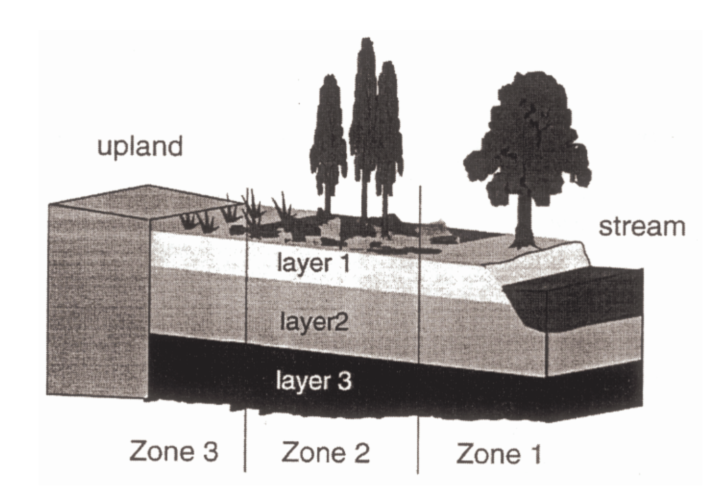


Figure I.3 : Profil de zone tampon modélisé par REMM. (Inamdar et al., 1999)

Finalement, aucun de ces outils ne prend en compte le problème du transfert de produits phytosanitaires à travers un système enherbé. Dans leur état de développement actuel ils s'appliquent au transfert d'eau, de matière en suspension et d'éléments chimiques tels que le phosphore et l'azote. On observe par ailleurs que les concepts utilisés dans ces modèles ne permettent pas de représenter la complexité réelle des processus hydrodynamiques se produisant dans une bande. Ainsi, l'équation de *Green and Ampt*, largement utilisée pour représenter l'infiltration, est assez restrictive : elle suppose une teneur en eau initiale homogène du sol et néglige le phénomène de sorptivité. Elle ne permet pas notamment de rendre compte de l'infiltration dans un sol stratifié ni en présence d'une nappe. Enfin, aucun de ces outils ne considère les transferts de subsurface de manière explicite, ce qui nécessiterait une approche 2D.

1.5. Recommandations pour l'aménagement des bandes enherbées

La complexité et la variabilité des facteurs contrôlant l'efficacité d'une bande enherbée sont tels qu'aucun outil quantitatif n'est actuellement disponible pour définir les caractéristiques optimales d'une bande dans une situation hydrologique donnée, tant à l'échelle locale comme cela a été démontré, qu'à l'échelle du bassin versant. Aussi, les recommandations actuelles en matière d'aménagement de ce type de dispositif (positionnement et dimensionnement) sont essentiellement qualitatives ou résultent d'approches empiriques. L'objectif de ce paragraphe est de faire le point sur les approches existantes.

1.5.1. Localisation des dispositifs enherbés dans un bassin versant

Deux documents réalisés respectivement en France (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles (CORPEN), 1997) et aux Etats-Unis (USDA-NRCS, 2000), présentent les pratiques actuelles en terme d'aménagement de bandes enherbées. Les recommandations techniques formulées pour leur implantation sont tout à fait comparables, même si l'argumentation diffère sur certains points. On retiendra que :

i/ Le premier critère, trivial, consiste à positionner les dispositifs enherbés de façon à intercepter le ruissellement émis par les parcelles cultivées.

ii/ Le deuxième critère concerne le raisonnement des aménagements de l'amont vers l'aval du bassin versant. Ce critère repose sur le fait que le ruissellement de surface, initialement diffus au niveau de la parcelle où il apparaît, tend à se concentrer d'amont en aval d'un bassin en rigoles, ravines et rus, marquant progressivement le paysage jusqu'à empêcher le maintien des cultures. A ces différents types d'écoulement (en vitesse, charge particulaire et hauteur) doivent correspondre des aménagements différents : l'aménagement de bandes enherbées intra-parcellaires ou en limite de parcelle pour intercepter le ruissellement diffus ; l'enherbement des thalwegs existants ou l'aménagement de thalwegs enherbés pour maîtriser le ruissellement déjà concentré ; l'enherbement des rives de cours d'eau pour intercepter les écoulements avant l'entrée dans la ressource à protéger. Par ailleurs, les recommandations américaines tiennent compte du fait que la concentration du ruissellement représente aussi un facteur pouvant limiter l'efficacité des dispositifs tampons et recommandent pour cela d'aménager les zones tampons le plus près possible de la source ; les bandes enherbées intra-parcellaires parallèles aux lignes de niveau sont conseillées à cet effet. En comparaison, les bandes implantées en limite de parcelle présenteraient un risque d'apparition d'écoulements concentrés plus important dû aux dépôts de sédiments. En aval, l'aménagement des bords de cours d'eau devrait obligatoirement prendre en compte ce facteur et prévoir une dispersion préalable de l'écoulement. Ceci peut se faire soit au niveau de la réalisation de la bande par l'uniformisation du relief ou l'implantation « en courbe de niveau », soit par un dispositif spécifiquement dédié à cet effet. Une digue cassant l'écoulement arrivant de l'amont, associée à de petites fosses pouvant déborder de façon uniforme sur la bande, peuvent jouer ce rôle (cf Figure I.4).

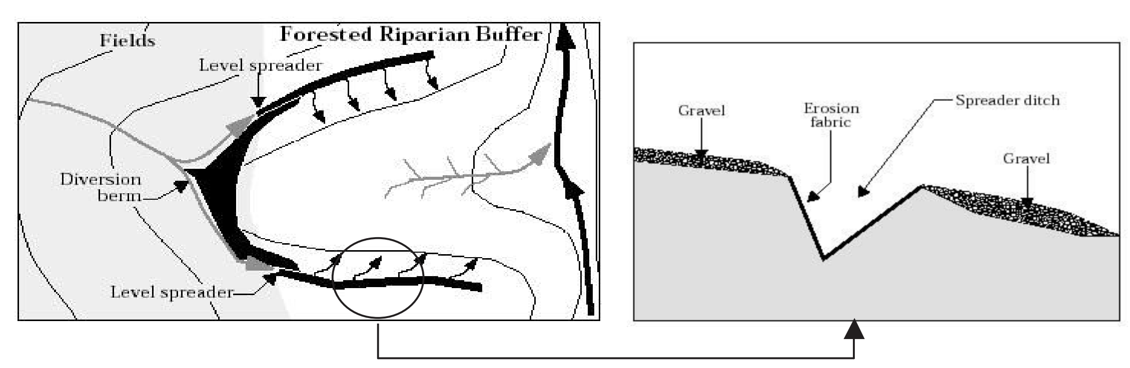


Figure I.4 : Dispositif proposé aux Etats-Unis pour la dispersion des écoulements en amont d'une bande enherbée (USDA-NRCS, 2000).

iii/ Le troisième critère ne concerne que les bandes rivulaires et porte sur la ramification du réseau hydrographique : l'aménagement des rives est d'autant plus efficace que les volumes de ruissellement interceptés sont grands. Les auteurs américains montrent que la plupart du volume transitant dans une rivière est recueilli au niveau des petits ruisseaux dans les parties hautes du bassin, ruisseaux temporaires ou d'ordre un et deux. C'est donc cette catégorie de ruisseaux qu'il faudra protéger prioritairement. La protection des cours d'eau d'ordre supérieur (trois ou quatre) peut n'avoir qu'un effet très limité sur la qualité du cours d'eau car la surface ruisselant directement sur cette zone sera négligeable à l'échelle du bassin versant.

Jusqu'à maintenant, aucun résultat n'a été publié concernant la validité de ces recommandations. Néanmoins, un travail de modélisation hydrologique distribuée confirme le fait que l'enherbement d'une petite part d'un bassin versant peut suffire à réduire significativement les flux de contaminant à l'exutoire, si les bandes enherbées sont disposées sur les voies d'écoulement les plus contributives et à l'aval immédiat des parcelles les plus contributives (Lecomte, 1999).

Nous soulignons aussi le fait que ces recommandations ne tiennent absolument pas compte des processus de subsurface. Comme çela a été démontré précédemment, ce manque est particulièrement problématique dans le cas des bandes rivulaires implantées en fond de versant, c'est-à-dire où un risque de contamination d'une nappe peu profonde est non négligeable.

1.5.2. Le dimensionnement de la bande

Si l'efficacité des bandes enherbées à dissiper les flux polluants a été montrée par de nombreux auteurs, il y a peu de références décrivant les dimensions à donner à ces dispositifs pour une efficacité optimale, en fonction des spécificités d'un site.

Au niveau français (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles (CORPEN), 1997), seules quelques règles qualitatives ont été énoncées sur le dimensionnement, principalement basées sur la distinction entre un écoulement diffus et un écoulement concentré. Des valeurs chiffrées sont proposées à titre indicatif, s'appuyant sur des résultats expérimentaux obtenus sur le site Arvalis de La Jaillière, en Loire Atlantique (Patty, 1997). Pour un ruissellement diffus, des longueurs de 10 et 20 m sont proposées pour des versants respectivement inférieurs et supérieurs à 100 m ; si l'écoulement ne se fait pas perpendiculairement aux limites parcellaires, ces longueurs doivent être appréciées dans le sens des écoulements. Pour un ruissellement concentré, il convient d'enherber la totalité du chenal d'écoulement ou de créer des prairies « en cascade » si l'impluvium est supérieur à une centaine d'hectares (cf Figure I.5).

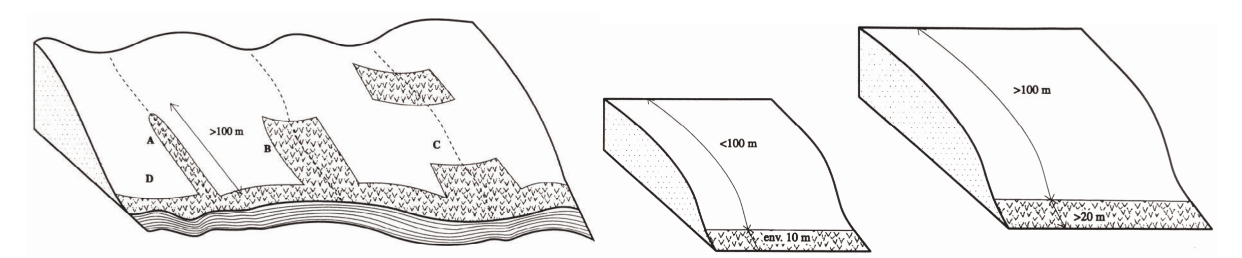


Figure I.5 : Schémas d'aménagement de bandes enherbées types proposés par le C.O.R.P.E.N. (1997).

Les recommandations techniques américaines ne contiennent pas non plus de règle quantitative de dimensionnement (USDA-NRCS, 2000). Le dimensionnement doit être raisonné en fonction d'une part des objectifs de protection (une bande destinée à stopper les particules solides sera moins grande qu'une bande destinée à intercepter les produits solubles tels que nitrates et pesticides solubles), d'autre part des conditions propres au site (la bande devra être d'autant plus grande que la perméabilité du sol est faible, que le sol est proche de la saturation, notamment en présence d'une nappe superficielle, et que la surface ruisselante est importante) et enfin, de ce qui est économiquement voire politiquement envisageable. Malgré cette approche inspirée par la physique des processus, une « longueur type » est malgré tout proposée : 50 pieds (15 m) pour une efficacité annoncée de 50% si le ruissellement est diffus et modulo les paramètres précédemment cités. Pour le transfert des sédiments, des coefficients d'érosion ont été calés pour chacune des classes de tailles de bande enherbée établies empiriquement.

A l'évidence, de telles recommandations (longueurs a priori) sont en contradiction avec la multiplicité démontrée précédemment des processus et facteurs affectant la capacité de rétention d'une bande enherbée dans l'espace et dans le temps. De telles longueurs « standards » sont probablement satisfaisantes « en moyenne » mais une optimisation doit être recherchée dans un certain nombre de situations spécifiques, ce qui passe par une approche plus mécaniste.

Des formules empiriques permettant de calculer l'abattement des flux attendu dans une bande enherbée de dimension donnée ont également été établies sur la base de certain processus, pris isolément : la rétention des particules solides (Flanagan et al., 1985; van Dijk et al., 1996), la rétention de l'azote et du phosphore (Lim et al., 1998) ou la réduction du volume ruisselé en surface (Mander et al., 1997). Mais leur applicabilité est sévèrement limitée par l'utilisation de coefficients empiriques sans signification physique, ajustés dans des conditions particulières. De plus, de telles formules ne sont pas, par construction, en mesure de rendre compte d'une pluralité de processus, en interaction mutuelle, et évoluant dans le temps.

Deux protocoles de dimensionnement à base physique ont toutefois été proposés. Le premier protocole (Suwandono et al., 1999) utilise un premier modèle pour simuler

l'hydrogramme de ruissellement et les pertes de sédiments issus de la parcelle (modèle basé sur une combinaison du « curve number » américain, de l'hydrogramme unitaire et de l'Universal Soil Loss Equation). Il utilise ensuite le modèle VFSMOD (Muñoz-Carpena et al., 1999) déjà présenté pour évaluer l'impact de différents scénarios d'enherbement sur le flux d'eau et de sédiment. Le second protocole proposé résulte d'une approche originale développée pour les sols perméables et contenant un aquifère (Lin et al., 2002). Il est basé sur la minimisation de l'impact sur l'aquifère des flux infiltrés dans la bande enherbée. Une profondeur de propagation probable des produits phytosanitaires dans le sol est calculée suivant une approche mécaniste, par résolution de l'équation de convection-dispersion pour un écoulement 1D vertical et permanent. Connaissant la topographie du versant, la zone tampon est dimensionnée de sorte que la limite amont de la zone tampon soit à une cote supérieure à celle imposée par la distance minimale à garantir entre l'aquifère et la surface du sol pour éviter sa contamination (cf Figure I.6).

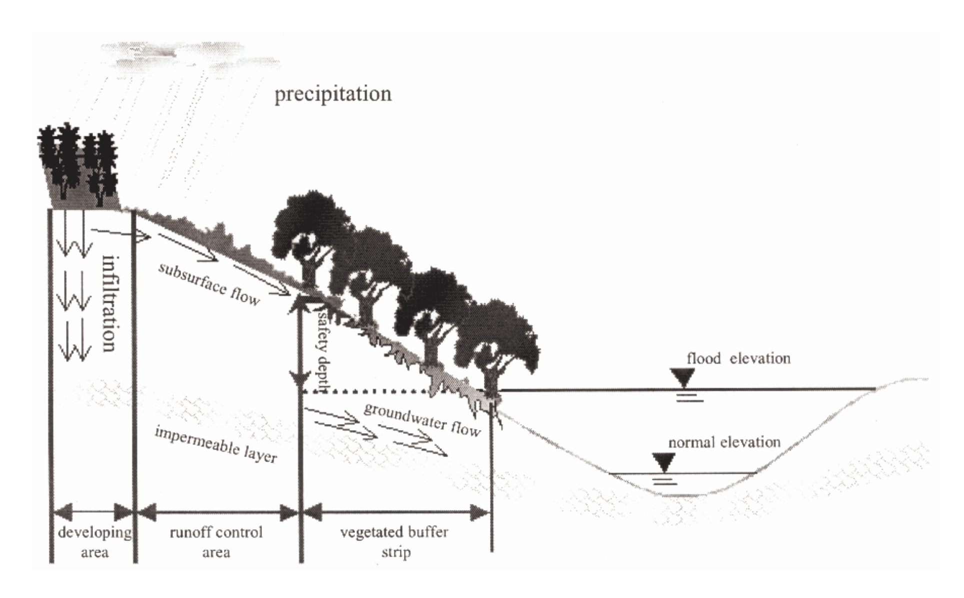


Figure I.6 : Conceptualisation des écoulements de versant selon (Lin et al., 2002)

On voit donc que les protocoles de dimensionnement existants ne permettent pas de prendre en compte les différents processus contrôlant l'efficacité d'une bande enherbée qui ont été mis en évidence dans ce chapitre. Une méthodologie de dimensionnement idéale devrait combiner une évaluation des flux de surface et des flux de subsurface, ceux-ci comprenant à la fois les flux verticaux et les flux latéraux. Une modélisation mécaniste permettrait en outre de prendre en compte l'ensemble des spécificités des sites. Mais nous avons vu que de nouveaux modèles numériques doivent d'abord être développés car les outils existants ne sont pas satisfaisants.

2. Perspectives de recherche à privilégier

Les travaux expérimentaux effectués jusqu'à présent ont permis d'identifier les processus et facteurs déterminant l'efficacité d'une bande enherbée à intercepter et à assimiler

les pesticides transportés par le ruissellement de surface. Néanmoins, leur quantification demeure problématique et **la prédiction de l'efficacité d'une bande enherbée donnée reste inenvisageable en l'état actuel des connaissances. Ceci s'explique par deux raisons principales**.

- **La première est liée à la multiplicité des processus en interaction et des facteurs les contrôlant**. Celle-ci est telle que le fonctionnement épurateur global d'un système tampon n'est pas prédictible par un modèle simple, basé sur quelques variables caractéristiques seulement (telles que la longueur enherbée ou le K_{oc} de la molécule). La démonstration de cette complexité a été faite à travers la mise en évidence, d'une part de la grande variabilité des mesures réalisées sur le potentiel épurateur des bandes enherbées, et d'autre part de la difficulté qu'il y a à expliquer ces variations à l'aide de quelques propriétés caractéristiques seulement. En outre, nous avons mis en évidence le fait, que dans la majorité des publications, des valeurs quantitatives d'abattement des flux sont données sans aucune description des caractéristiques intrinsèques du milieu ou des conditions initiales et aux limites du système, pour resituer les résultats obtenus. Ainsi, malgré un grand nombre de travaux expérimentaux, les données utilisables pour quantifier les facteurs affectant le potentiel épurateur d'une bande enherbée sont en nombre relativement limité.
- **La deuxième raison est liée à une insuffisance de données expérimentales quantitatives concernant certains processus** : la chenalisation de l'écoulement de surface à l'intérieur de la bande enherbée, la contribution des écoulements préférentiels à l'infiltration, le transport (sédimentation et infiltration) des particules solides fines fortement chargées en pesticides, le processus d'adsorption des produits sur le sol et les plantes en rapport à la cinétique des processus et la caractérisation de la matière organique, et enfin l'évolution temporelle des caractéristiques des bandes enherbées en rapport avec l'activité biologique (bioturbation, enrichissement en matières organiques) et le processus de sédimentation.

Des travaux complémentaires doivent être menés sur ces différents aspects, de préférence en conditions naturelles (plutôt que sur maquette de laboratoire) de façon à maximiser la représentativité des résultats, mais avant tout sur des systèmes pour lesquels les conditions aux limites, les conditions initiales et les paramètres intrinsèques du milieu (paramètres hydrodynamiques et physico-chimiques) sont mesurés.

Sur le court terme comme sur le long terme, la question du devenir des produits interceptés par une bande enherbée reste entière. Un certain nombre de résultats montrent que cet aspect doit être pris en compte dans l'évaluation de l'efficacité d'une bande enherbée à diminuer le transfert de polluants, mais aussi dans le choix des sites d'implantation des bandes enherbées. En effet, des résultats suggèrent que les pesticides interceptés ne sont pas irrémédiablement fixés ni complètement dégradés dans la bande enherbée (surface et horizons superficiels). Mais dans la mesure où les travaux antérieurs se sont focalisés essentiellement sur les processus d'interception à court terme, peu de données existent sur le risque de pertes

différées de pesticide, après interception. Nous suggérons donc deux directions de recherche principales.

- Premièrement, l'étude du devenir des produits interceptés ne devrait pas se limiter aux produits parents mais être élargie aux métabolites de dégradation. En effet, même s'il est reconnu que le processus de dégradation est relativement intense dans les bandes enherbées, du fait d'une activité biologique stimulée par la présence de substrats organiques à des teneurs élevées, l'essentiel des résultats concernent les molécules parents. Or les métabolites de dégradation peuvent s'avérer plus stables et représentent aussi de ce fait une source potentielle de contamination.
- Deuxièmement, les flux de subsurface, de type préférentiel ou non, demeurent très peu décrits et nécessitent des travaux spécifiques. Ce constat s'applique plus généralement à l'étude des processus hydrologiques de subsurface du fait de difficultés d'observation évidentes. Mais il est particulièrement pénalisant dans le cas des bandes enherbées, ceci pour deux raisons.
    - Premièrement, ce type de milieu présente en général une macroporosité importante, supérieure aux sols cultivés, du fait de l'action structurante de la macrofaune et du couvert végétal. Ceci implique que la probabilité de flux préférentiels est probablement plus importante dans ce type de milieu qu'ailleurs. Or ce type de flux représente un potentiel de contamination significatif du fait de densités de flux élevées, de temps de séjour courts et de surfaces de contact réduites qui limitent sérieusement le processus d'adsorption.
    - Deuxièmement, la grande majorité des zones tampons est implantée en bas de pente et à proximité du cours d'eau à protéger, ce qui correspond souvent à des milieux humides où la probabilité d'écoulements de subsurface significatifs est forte, de même que la probabilité de voir la capacité d'infiltration du système tampon réduite à zéro.

Des outils mécanistes intégrant les processus physiques de ruissellement de surface, d'infiltration et de transport solide ont été développés et validés pour représenter le fonctionnement de systèmes tampons. Ils doivent toutefois être complétés et perfectionnés pour représenter la dissipation et le devenir des produits phytosanitaires :

Ceci passe notamment par l'intégration des processus de transport, d'adsorption/désorption et de dégradation affectant les produits phytosanitaires, à la fois en surface et subsurface. Une description plus physique du processus d'infiltration est également nécessaire pour permettre notamment de rendre compte de l'infiltration dans un milieu stratifié (non homogène) et en présence d'une zone saturée peu profonde susceptible de limiter fortement l'infiltration (voire de la rendre nulle), conditions relativement fréquentes dans les bandes enherbées.

Le perfectionnement des outils passe aussi par une représentation explicite des flux de subsurface, qui peuvent être verticaux et latéraux et nécessitent donc une représentation 2D, et éventuellement non homogène (non darcienne). De tels modèles pourront alors être validés

sur des critères plus fins, dynamiques notamment (reproduction de l'hydrogramme et du solutogramme) et non plus seulement globaux.

Enfin, les modèles à venir devront permettre d'envisager des échelles temporelles supérieures à l'événement de façon à mieux représenter l'état initial du système du point de vue des teneurs en eau et en pesticides. Il faudra notamment prendre en compte l'évolution du stock de pesticides et sa disponibilité pour un relargage éventuel.

En ce qui concerne l'aménagement des systèmes tampons enherbés, l'incertitude associée aux recommandations techniques actuelles pour le positionnement et le dimensionnement est grande, en terme d'impact sur le transfert des polluants type produits phytosanitaires vers les eaux de surface et les eaux souterraines. Ces recommandations restent essentiellement qualitatives et basées sur des résultats obtenus sur quelques sites particuliers. Or la littérature ne permet toujours pas à ce jour de formuler des règles quantitatives. Les capacités de prédiction doivent donc être améliorées. L'enjeu est double, à la fois environnemental et économique, dans la mesure où la création et l'entretien d'une zone tampon ont un coût. Des informations quantitatives sur l'efficacité attendue d'un aménagement en terme de réduction des flux et d'impact sur la qualité des milieux aquatiques seraient notamment utiles pour les gestionnaires de l'espace rural, mais aussi pour convaincre un plus grand nombre d'exploitants agricoles de renoncer à une partie de leur surface cultivable. L'amélioration des outils de prédiction passe notamment par la considération des spécificités de chaque site, ce qui induit l'utilisation de modèles numériques à base physique capables d'intégrer les principaux processus déterminant la capacité de dissipation des bandes enherbées.

Le développement d'un outil à l'échelle locale de la bande enherbée permettrait d'envisager la formulation de recommandations, via le test de scénarios d'aménagements, dans une large gamme de situations types. Un tel modèle devrait ensuite être intégré dans un outil à l'échelle du versant ou du bassin versant pour raisonner l'aménagement à cette échelle privilégiée d'action et permettre une meilleure prise en compte de l'état initial et des conditions amont.

3. Les objectifs spécifiques de la thèse

L'objectif opérationnel de la thèse est de donner des éléments quantitatifs pour le dimensionnement et la localisation des systèmes tampons dans un bassin versant, pour optimiser l'efficacité de ce type d'aménagement dans la lutte contre les pollutions diffuses des eaux de surface par les produits phytosanitaires.

Comme nous l'avons mis en évidence précédemment, ceci passe, sur le plan scientifique, par la mise au point d'un modèle numérique mécaniste, couplant les différents processus physiques et biogéochimiques déterminant le potentiel épurateur d'une bande

enherbée vis à vis des pesticides transportés par ruissellement de surface. Une telle approche doit permettre :

- de dépasser le simple constat de la variabilité de l'efficacité des bandes enherbées à retenir les pesticides, et d'aboutir à un schéma conceptuel validé des fonctions épuratrices d'une bande enherbée, permettant de prédire l'efficacité d'un système tampon donné dans une situation donnée.
- de faire des tests de scénarios d'aménagement, à l'échelle locale du système tampon, dans le but de formuler des recommandations quantitatives, notamment dans des situations à risque.

Dans cet objectif général, le travail de thèse aura pour objectifs successifs :

(1) de combler le manque de connaissance concernant certains processus déterminant le potentiel épurateur d'une bande enherbée et notamment le devenir des flux infiltrés,

(2) de développer une approche de modélisation des flux d'eau et de pesticides à l'échelle d'une bande en couplant flux de surface, flux de percolation et processus de sorption,

(3) de valider l'approche de modélisation macroscopique, dans le cas d'une bande enherbée en situation d'interception d'un écoulement de surface.

4. Démarche envisagée

La méthodologie envisagée est mixte, expérimentale et numérique. Les deux approches sont menées en parallèle et en interaction mutuelle. En effet, la caractérisation expérimentale des processus est le préalable indispensable à toute modélisation : outre la phase de conceptualisation, elle permet le paramétrage du modèle. Inversement, la modélisation n'est pas considérée uniquement comme une finalité, permettant de rendre compte macroscopiquement de phénomènes observés expérimentalement, mais comme un outil de connaissance, permettant de valider ou infirmer des hypothèses.

4.1. Approche expérimentale

Conception d'un dispositif expérimental

Pour satisfaire nos objectifs, il faut un jeu de données complet sur les flux d'eau et de pesticide se produisant dans une bande enherbée en situation d'interception d'un ruissellement de surface contaminé, à la fois en surface et dans le sol, incluant les propriétés caractéristiques du milieu, les conditions aux limites et les conditions initiales du système. Comme un tel jeu de données n'est pas disponible dans la littérature et qu'il n'existe pas de dispositif expérimental susceptible de le produire, un dispositif a été conçu et réalisé dans le cadre de la thèse pour répondre à ces attentes.

Choix de la localisation du site expérimental

Le site expérimental a été choisi dans le but de suivre des événements naturels et d'autoriser aussi des simulations d'événements artificiels contrôlés. Il se trouve ainsi à l'aval

d'une parcelle de vigne traitée chimiquement et à proximité d'une rivière permettant d'alimenter artificiellement le dispositif en eau.

Le site a été implanté dans le département du Rhône pour permettre un suivi réellement continu, tout au long de l'année. Il a été implanté dans un bassin versant faisant l'objet de travaux scientifiques sur les transferts de pesticides depuis de nombreuses années (Gouy, 1993; Munoz, 1992).

Choix de l'instrumentation

Le site a été instrumenté dans le but de faire un bilan complet des flux d'eau et de pesticides dans une bande enherbée, à l'échelle d'un événement. Les instruments doivent nous renseigner sur la propagation des flux infiltrés dans le sol, et notamment dans la zone racinaire. En effet, la littérature montre que la spécificité des milieux enherbés vient de cette zone particulièrement structurée et riche en matières organiques. Ces caractéristiques lui confèrent une forte capacité d'infiltration et d'adsorption, mais elles posent aussi la question de la rétention effective des pesticides en solution. En effet, les vitesses d'écoulement peuvent être élevées et entraîner un temps de séjour insuffisant pour permettre une rétention efficace.

L'instrumentation comporte classiquement une mesure des flux d'eau et de pesticide entrant dans le système et une mesure des flux d'eau et de pesticide sortants par ruissellement de surface. Il s'agit de débitmètres, d'échantillonneurs automatiques et d'un pluviomètre. Elle comporte en outre, et c'est là son originalité, une mesure des flux percolant sous la zone racinaire, et des mesures de variables d'état permettant de connaître précisément l'état hydrique du milieu au moment où se produit un événement et la propagation des flux infiltrés dans le sol au cours de l'événement. Il s'agit de tensiomètres, d'humidimètres et de piézomètres.

Utilisation du dispositif expérimental

Le dispositif expérimental a été utilisé pour suivre les événements ruisselants naturels se produisant à l'exutoire de la parcelle de vigne instrumentée pendant deux ans (2004-2005).

Dans la mesure où les premières données acquises ne satisfaisaient pas nos objectifs, elles ont été complétées par un événement artificiel le 30 mars 2005. Cet événement artificiel a été inspiré par les protocoles classiques présentés dans la littérature pour caractériser le transport de solutés dans un milieu poreux. Ils consistent à observer la déformation d'un pulse de soluté (Benoit et al., 2000; Landry, 2004), ou la dynamique d'établissement d'un régime permanent (Leij and Van Genuchten, 1999), à partir d'un régime hydraulique préalablement stabilisé. Toutefois, l'événement devait aussi rester représentatif d'un événement naturel. Nous avons donc conservé l'idée d'imposer un débit constant mais nous avons écarté celle d'une injection de soluté réalisée à régime hydraulique établi, de même que l'idée d'atteindre une concentration stabilisée à la sortie du système. En effet, cela supposait d'injecter une masse de Diuron peu réaliste et peu souhaitable pour le système puisqu'il devait servir pendant la campagne 2005. Nous avons donc choisi d'injecter le pulse de soluté en début d'événement, reproduisant ainsi le premier flot concentré caractéristique des événements naturels, ou la succession d'un événement concentré et d'un événement faiblement concentré.

Le débit injecté a été choisi suffisamment élevé pour permettre l'apparition d'un écoulement de surface à l'exutoire. La durée du dopage et sa concentration ont été choisies suffisamment importantes pour observer un flux de Diuron quantifiable aux sorties du système, malgré une rétention supposée élevée. L'événement devait toutefois rester représentatif, en terme de masse de polluant, d'un événement ruisselant naturel et ne pas contaminer le système de façon excessive. L'élution a été choisie suffisamment longue pour une courbe de percée en traceur et en Diuron aussi complète que possible, toujours en prenant exemple sur les travaux déjà cités, et pour laver le système avant la campagne 2005.

Le dispositif expérimental a également été utilisé pour réaliser des expériences d'infiltration à petite échelle, de façon à découpler l'étude de la propagation des flux dans le sol, de la propagation du ruissellement de surface.

Choix de la molécule pesticide étudiée

Parmi les produits épandus sur la parcelle de vigne instrumentée, nous avons choisi de cibler notre étude sur une molécule herbicide, dans la mesure où ce type de produit représente la majorité des molécules retrouvées dans les milieux aquatiques (IFEN, 2004). Parmi les molécules herbicides épandues, nous avons choisi la molécule de Diuron. Ce choix s'explique d'abord par les caractéristiques environnementales « moyennes » de cette molécule, qui en ont font un objet relativement représentatif : sa mobilité (cf Tableau I.2) et sa persistance potentielles dans l'environnement sont « moyennes ». De plus, les méthodes d'analyse la concernant sont aujourd'hui largement validées. Cet argument, bien que purement « technique », est un argument de poids en chimie environnementale. Enfin, cette molécule présente un risque de contamination avéré puisqu'elle était retrouvée en 2002 dans 35 % des prélèvements d'eau superficielle et 7 % des prélèvements d'eau souterraine réalisés par l'IFEN dans le cadre de sa mission de surveillance de la qualité des eaux françaises (IFEN, 2004). Elle figure en outre sur la liste fixée par la Directive Cadre sur l'Eau des substances à surveiller en priorité dans l'environnement.

Caractérisation des propriétés hydrodynamiques du milieu

Le sol du site expérimental, et plus particulièrement la zone racinaire, a été caractérisé du point de vue de ses propriétés hydrodynamiques. Ses propriétés de conductivité hydraulique et de rétention hydrique ont ainsi été établies, en régime saturé et non saturé. Les mesures se concentrent sur la zone [0-50 cm] sur laquelle se focalise notre travail. Plusieurs horizons ont été caractérisés à l'intérieur de cette zone, dans le but de mettre en évidence une éventuelle corrélation entre perméabilité et densité du chevelu racinaire. Les horizons caractérisés ont été choisis après observation du profil de sol.

Caractérisation des propriétés d'adsorption

Le sol du site expérimental a aussi été caractérisé du point de vue de ses propriétés d'adsorption. Celles-ci ont été déterminées en laboratoire, dans des systèmes « batch », via l'établissement de l'isotherme et de la cinétique d'adsorption du Diuron. Ce travail a été initié pour se donner les moyens de quantifier précisément l'effet du processus d'adsorption sur le

transfert du Diuron dans la bande enherbée expérimentale. Les résultats de la littérature portant sur la même molécule (Gaillardon, 1996; Gaillardon and Dur, 1995; Landry, 2004; Margoum, 2003) concernent des substrats trop différents pour pouvoir être extrapolés au milieu étudié.

4.2. Approche de modélisation

4.2.1. Des choix de modélisation a priori

Utilisation de l'équation de Richards

Un des objectifs de la thèse est d'expliquer le devenir des flux d'eau infiltrés dans le sol. Ceux-ci doivent donc être représentés explicitement par le modèle utilisé. Pour cette raison, on ne peut se satisfaire des modèles mécanistes de bande enherbée déjà présentés dans la littérature, pour lesquels l'infiltration constitue un simple terme de perte vis à vis du ruissellement de surface, qui est la variable principale (Deletic, 2001; Muñoz-Carpena et al., 1993). De plus, on souhaite s'intéresser à des situations où l'infiltration est limitée par la présence d'une zone saturée ou d'un horizon peu perméable à faible profondeur. Or seule l'équation de Richards permet de rendre compte de telles situations, par opposition à des modèles plus conceptuels tels que le modèle de Green et Ampt.

On fait l'hypothèse que l'équation de Richards permet de rendre compte, à une échelle macroscopique, des flux dans le sol d'une bande enherbée. Cette équation, classiquement utilisée pour représenter les écoulements en milieu poreux, suppose une matrice solide homogène induisant une propagation homogène des flux. Or il est peu probable que cette représentation soit conforme à l'observation qu'on pourrait faire à petite échelle de la structure d'un sol enherbé, qu'on sait caractérisé par de nombreuses galeries de racines, de vers de terre ou autres rongeurs. En revanche, on peut supposer que de telles structures n'ont qu'un impact limité sur les flux à une échelle macroscopique de plusieurs dizaines de mètres carrés. On peut également supposer que l'équation de Richards, même si elle est utilisée en dehors de la gamme de validité des concepts physiques, établis à une échelle fine (mais non microscopique), sur lesquels elle repose, permet de rendre compte des flux à une échelle macroscopique via la représentation d'un milieu homogène fictif équivalent.

Ce choix a priori s'explique aussi par le fait qu'il n'existe pas de modèles représentant explicitement des écoulements non homogènes dans le sol et répondant aussi à l'ensemble de nos objectifs, à savoir représenter explicitement le ruissellement de surface et des flux bidimensionnels dans le sol.

Utilisation de l'équation d'onde cinématique

On fait l'hypothèse que l'équation d'onde cinématique permet de rendre compte de façon satisfaisante du ruissellement se produisant à la surface d'une bande enherbée. Ce choix se base sur la littérature, montrant que des modèles d'onde cinématique ont été ajustés avec succès et même validés sur des épisodes de ruissellement observés sur substrat enherbé (Abu-Zreig et al., 2001; Deletic, 2001; Muñoz-Carpena et al., 1999).

L'équation d'onde cinématique est une représentation mono-dimensionnelle. Elle suppose implicitement que le ruissellement est uniforme sur toute la largeur du système considéré. Ceci implique que la rugosité hydraulique est supposée uniforme, ainsi que la topographie. De telles hypothèses ne sont probablement pas totalement réalistes et des modèles représentant l'impact de la microtopographie sur l'uniformité du ruissellement existent (Esteves et al., 2000), mais la résolution qui y est faite de formes moins dégradées des équations de Barré de Saint Venant reste lourde sur le plan numérique et coûteuse en terme de paramètres à renseigner.

Utilisation d'une représentation 2D des flux dans le sol

L'équation de Richards peut être résolue en une, deux ou trois dimensions. L'intérêt d'une représentation 2D des flux se produisant dans une bande enherbée a été mis en évidence dans l'étude bibliographique. En effet, plusieurs résultats suggèrent que des écoulements horizontaux significatifs se produisent dans le sens de la pente. L'intérêt d'une représentation 3D est plus discutable. Premièrement, l'équation d'onde cinématique n'est pas en mesure de représenter une condition de surface hétérogène transversalement donc la représentation de l'axe transversal dans le sol apparaît superflue. Deuxièmement, on envisage un dispositif expérimental suffisamment grand pour pouvoir supposer que les effets de bordure sont faibles. Troisièmement, la représentation d'un versant réel ruisselant sur une bande enherbée, de dimensions largement supérieures à celles du dispositif expérimental, est en général réalisée en deux dimensions, soit parce que l'hypothèse d'uniformité est justifiée à cette échelle, soit parce que la connaissance du milieu est insuffisante pour une représentation explicitement 3D. Ce choix nous permet en outre d'utiliser le modèle Hydrus 2D (Simunek et al., 1999), dont la robustesse et la fiabilité ont été prouvées.

Nécessité d'une représentation couplant surface et subsurface

La résolution de l'équation de Richards est assez sensible au type de condition que l'on impose en surface (Schmid, 1989) : condition de flux typiquement utilisée pour représenter la pluie ou condition de charge typiquement utilisée pour représenter une lame d'eau. Or la situation de fonctionnement typique d'un système tampon correspond à une lame d'eau submergeant un sol dont la capacité d'infiltration n'est pas dépassée par la pluie incidente, c'est à dire qui ne ruissellerait pas s'il était juste soumis à la pluie. Le changement du type de condition limite de surface doit donc être imposé par un modèle de routage de type onde cinématique et non pas seulement déterminé par le flux de pluie, tel qu'implémenté dans le modèle Hydrus 2D (Simunek et al., 1999) par exemple. Un couplage de l'équation de Richards avec l'équation d'onde cinématique a donc été envisagé dans le modèle Hydrus 2D, en collaboration avec l'auteur du modèle Jirka Simunek (Simunek, 2002).

Utilisation de l'équation de convection-dispersion

La représentation du transport de soluté est envisagée classiquement à l'aide de l'équation de convection-dispersion et d'une isotherme d'adsorption ajustée sur les résultats expérimentaux obtenus en laboratoire.

On envisage en outre d'utiliser le concept des non-équilibres chimiques ou physiques, reposant respectivement sur une cinétique limitante de la réaction d'adsorption et sur un fractionnement de la porosité en une partie « mobile » et une partie « immobile », pour représenter un transport non homogène des solutés. Ces concepts permettent de rendre compte d'écoulements de type préférentiel, malgré l'utilisation d'une représentation homogène des flux d'eau.

Ces choix sont cohérents avec l'utilisation du modèle Hydrus 2D.

4.2.2. Le travail de modélisation

Paramétrisation

Nous avons choisi d'ajuster les courbes $h(\theta)$ et $K(h)$ sur des données de conductivité et de rétention acquises expérimentalement sur le sol du site expérimental. En effet, d'une part, l'équation de Richards est extrêmement sensible à ces paramètres. D'autre part, l'objet de notre étude est justement de caractériser les spécificités hydrodynamiques d'un sol enherbé. Une optimisation des paramètres mesurés sera toutefois nécessaire, du fait des incertitudes de mesure, du changement d'échelle entre les mesures hydrodynamiques, réalisées à petite échelle, et le fonctionnement macroscopique de la placette, ou encore parce que certains paramètres restent difficilement accessibles par la mesure. La détermination expérimentale des courbes $h(\theta)$ et $K(h)$ permet, somme toute, de limiter avantageusement le nombre de degrés de liberté lors de ces optimisations et le risque d'équi-finalité associé.

Test et validation du modèle d'infiltration à l'échelle locale, dans une situation simple

La modélisation est d'abord envisagée dans une situation sans ruissellement de surface, pour laquelle la condition à la surface du sol est bien maîtrisée. Cette modélisation concerne aussi une échelle « mésoscopique », intermédiaire entre l'échelle des mesures hydrodynamiques et l'échelle macroscopique du système expérimental. La capacité des paramètres hydrodynamiques ajustés sur les mesures locales à rendre compte des flux sortant de la zone racinaire est évaluée, ainsi que la discrétisation du profil de sol. Ce premier travail permet aussi de discuter des hypothèses de modélisation présentées précédemment.

Test et validation du modèle de ruissellement-infiltration à une échelle macroscopique

La modélisation des flux d'eau et de pesticides à l'échelle macroscopique du système expérimental est envisagée sur deux événements contrastés. Elle s'appuie dans un premier temps sur les paramètres et hypothèses validés à l'échelle mésoscopique. Les hypothèses de modélisation sont à nouveaux discutées à cette échelle macroscopique, notamment la représentation du ruissellement de surface. Par manque de temps, les paramètres ajustés ne sont pas « validés » sur d'autres événements.

Chapitre II : Matériels et méthodes

Nous présentons ici la méthodologie expérimentale mise en œuvre : les systèmes de mesure installés in-situ, l'utilisation qui en a été faite, les protocoles utilisés pour caractériser les propriétés intrinsèques du milieu étudié.

Nous présentons aussi les outils de modélisation utilisés pour représenter les flux d'eau et les flux de solutés, en surface et en subsurface.

1. Protocoles expérimentaux

1.1. Le dispositif de suivi d'événements ruisselants in-situ

Un dispositif expérimental a été mis en place pour suivre in-situ l'impact d'une bande enherbée sur des événements ruisselants naturels. Le dispositif permet également de simuler des événements artificiels. Nous présentons dans cette partie le site choisi, le principe du dispositif et les différents équipements mis en place.

1.1.1. Situation et caractéristiques du site expérimental

1.1.1.1. Situation géographique

Le site expérimental est situé dans les Monts du Beaujolais, dans le département du Rhône (69) sur la commune de Villié-Morgon, et plus particulièrement à proximité du village de Saint Joseph. Il se trouve à 60 km au nord de Lyon. Ses coordonnées géographiques exactes sont [X=777 704 m, Y=133 213 m] dans le référentiel Lambert II étendu. Son altitude est de 448 m. D'un point de vue hydrographique, le site expérimental se situe dans le bassin versant de la Morcille, affluent de l'Ardières.

Il a été choisi d'une part pour sa proximité de l'agglomération lyonnaise, autorisant un suivi en continu d'événements naturels, d'autre part du fait de l'historique de travail des différentes équipes du Cemagref de Lyon sur le bassin versant, et enfin pour sa configuration, particulièrement représentative et adaptée aux objectifs.

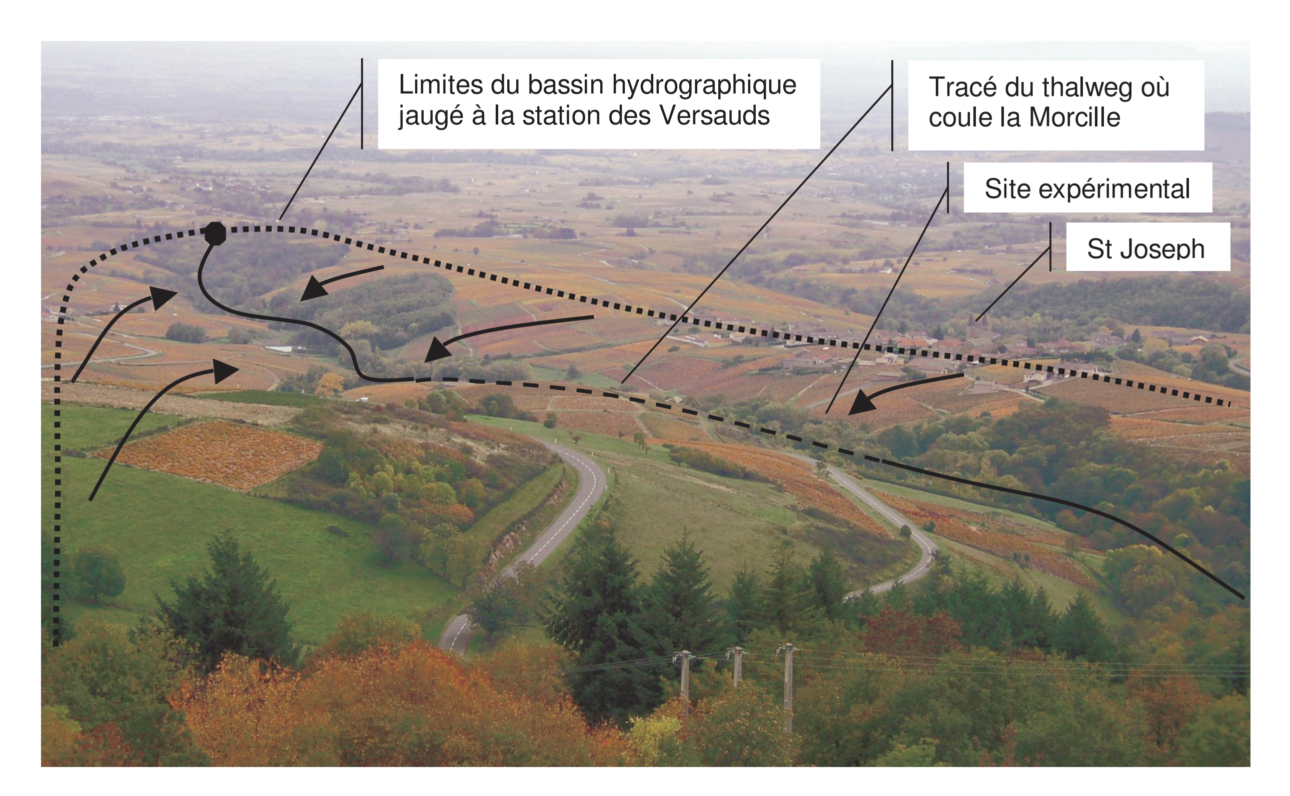


Figure II.1 : Photographie du bassin versant de la Morcille. Village de St Joseph.

1.1.1.2. Configuration du site

Le site expérimental se situe à proximité immédiate de la rivière Morcille, en bas d'un versant planté en vigne, désherbé chimiquement, et dont la pente atteint 30 % (cf Figure II.2). La parcelle enherbée instrumentée, d'une longueur de 25 m, fait donc naturellement office de zone tampon vis à vis du ruissellement de surface issu du versant en vigne, d'une longueur de 170 m. La parcelle enherbée est âgée d'une trentaine d'année. La raison de sa présence est donc uniquement historique, liée à l'implantation de la vigne (installée à une distance suffisante du cours d'eau pour limiter la pourriture du raisin due à l'humidité), et non aux recommandations d'aménagement formulées ces dernières années dans le but de réduire la pollution des eaux par les pesticides.



Figure II.2 : Photographie du versant instrumenté prise depuis une berge de la Morcille.

1.1.1.3. Climat

Le climat du Beaujolais et plus généralement du département du Rhône se caractérise par la succession de périodes d'influence méditerranéenne, continentale et océanique (les trois grandes influences climatiques françaises). Il est généralement dominé par l'influence océanique, mais marqué en période estivale (du 15 juin au 15 août) par l'influence méditerranéenne, et subit parfois pendant l'hiver des assauts très continentaux, par vent de nord-est froid et sec. Le climat y est tempéré (11,3°C en moyenne annuelle) malgré les écarts de températures importants entre été et hiver (-8° à –10°C en hiver à 30°C et plus en été). La pluviométrie annuelle est moyenne, de 840 mm sur le département du Rhône et de 739 mm sur le Beaujolais (www.meteofrance.com). En été, les orages ne sont pas rares et peuvent apporter de la grêle.

1.1.1.4. Pluviométrie enregistrée sur le site en 2004 et 2005

Les données présentées ci-dessous correspondent à la période avril 2004-juin 2005. Cette période est trop courte pour espérer mettre en évidence de façon fiable un comportement moyen. On choisit toutefois de présenter les événements pluviométriques enregistrés dans le but, d'une part de resituer les événements analysés en détail dans la suite du manuscrit par rapport à l'ensemble des événements enregistrés, et d'autre part de donner des éléments de comparaison avec les différents travaux analogues décrits dans la littérature.

La Figure II.3 montre les événements de pluie enregistrés à Saint Joseph. Ils ont pour la plupart une période de retour inférieure à un an et peuvent de ce fait être considérés comme représentatifs d'événements courants (source Météo France). Toutefois, quelques événements revêtent un caractère exceptionnel, avec des périodes de retour approchant 2 à 5 ans.

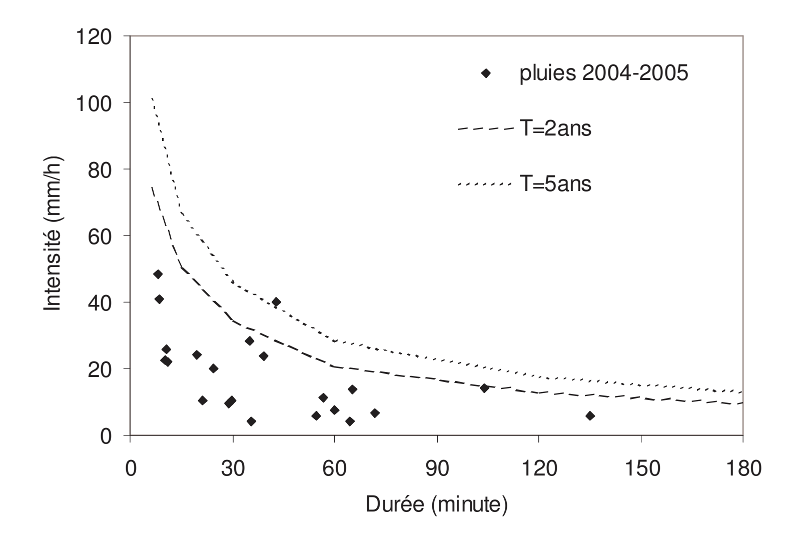


Figure II.3 : Comparaison de statistiques de pluie Intensité-Durée-Fréquence (Météo France) avec les événements enregistrés sur la période 2004-2005.

1.1.2. La placette instrumentée

La placette instrumentée est une partie de la parcelle enherbée décrite ci-dessus, qui nous a été aimablement prêtée par le propriétaire, M. Ducroux, viticulteur à St Joseph.

Ses dimensions sont 4 m de largeur pour 6,3 m de longueur. La longueur a été choisie identique à celle de plusieurs systèmes expérimentaux décrits dans la littérature et notamment ceux de Patty (Patty, 1997). Elle est également représentative des recommandations techniques formulées pour l'implantation de bandes enherbées en vue de limiter la contamination des rivières par les pesticides (C.O.R.P.E.N., 1997; USDA-NRCS, 2000). La largeur été choisie suffisante pour supposer les effets de bordure faibles, donc un fonctionnement principalement bi-dimensionnel, tout en étant compatible avec des contraintes techniques telles que la faisabilité d'un système de répartition uniforme de l'apport.

La placette a été implantée dans une zone particulièrement uniforme du point de vue de la topographie et de la couverture végétale (cf Figure II.4). Nous donnons ici ses caractéristiques principales : topographie, nature du sol et du sous-sol, hydrologie.



Figure II.4 : Photographie de la placette instrumentée.

1.1.2.1. Topographie

Un relevé topographique distinguant trois transects pris sur les limites latérales et au centre de la placette et 5 points par transect a permis de vérifier l'homogénéité de la topographie (cf Figure II.5) : la placette présente une surface quasiment plane, de pente 25,3 % (on note une légère pente transversale au niveau de la limite aval, égale à 2,5 %).

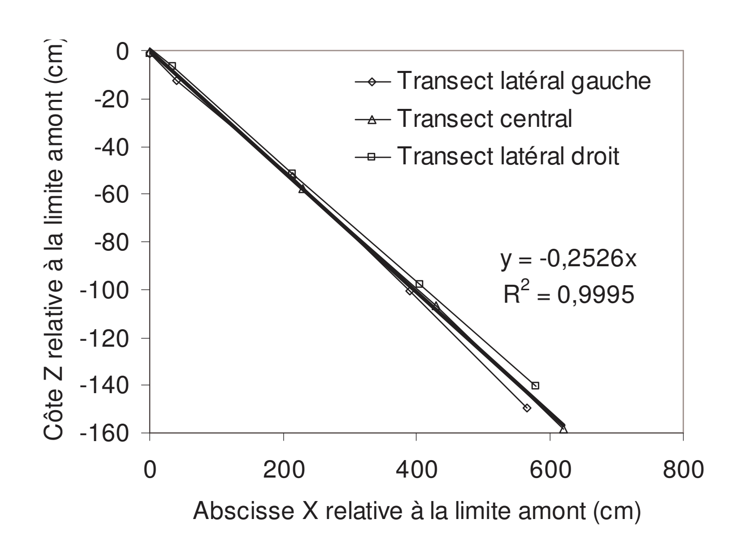


Figure II.5 : Topographie de la surface de la placette enherbée.

1.1.2.2. Nature et profondeur du sous-sol

La géologie du bassin de l'Ardières se caractérise de façon générale par un substrat cristallin imperméable. Le sous bassin de la Morcille est caractérisé par la présence de granite porphyroïde à biotite, souvent décomposé en arènes (Munoz, 1992).

Nous ne disposons pas de donnée fiable concernant la morphologie du socle ni sur ses caractéristiques hydrauliques, au droit du site expérimental. La seule information dont on dispose est la profondeur des carotages réalisés lors de l'installation des piézomètres. Ils nous permettent de supposer que le substratum est à une profondeur supérieure à 3,9 m, en amont de la placette, à une profondeur de 2,6 m au milieu de la placette et à une profondeur de 1,2 m en aval. Toutefois, ces valeurs doivent être considérées avec prudence car les carotages n'ont pas été répétés et ils ont été réalisés à la tarière à main. Il est donc possible que ces valeurs soient le fait de cailloux un peu conséquents et qu'elles ne reflètent pas la position réelle du substratum, plus profond.

1.1.2.3. Nature du sol

a/ Description morphologique du profil

L'observation visuelle du profil de sol permet de distinguer certains horizons, représentés dans la Figure II.6. Cependant, on attire l'attention sur le fait que mis à part le mat racinaire, qui se distingue nettement du reste du profil par sa structure, et un changement de couleur vers 90/130 cm, le profil est relativement homogène. Les différences entre les autres horizons décrits ci-dessous sont donc à prendre avec précaution dans la mesure où elles sont essentiellement liées à la densité du chevelu racinaire, qui diminue assez progressivement avec la profondeur. Des photographies supplémentaires du profil de sol figurent dans l'annexe 1.

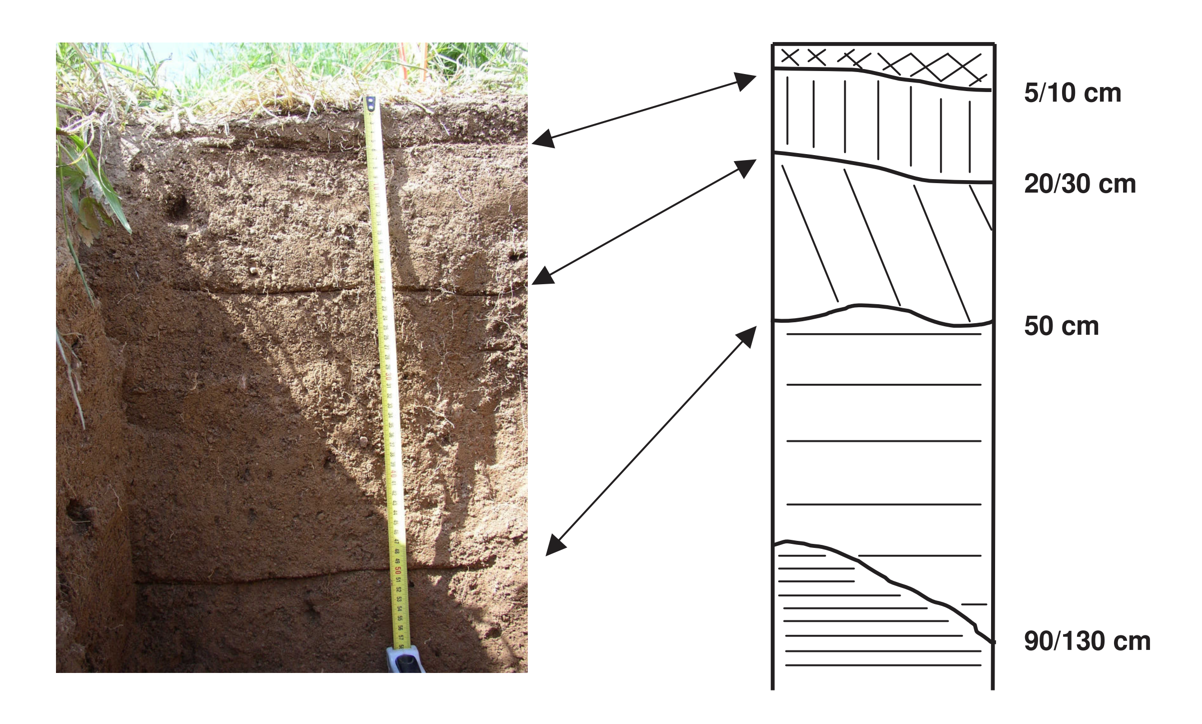


Figure II.6 : Photographie et représentation schématique du profil de sol.

- 0 - 5/10 cm : Cet horizon correspond au mat racinaire. Il est constitué quasi intégralement de tissu végétal. Couleur brune.
- 5/10 – 20/30 cm : Cet horizon se distingue du reste du profil par une structuration très forte, permettant la découpe de mottes de sol sans perte de la structure, associée à un chevelu racinaire très dense. Couleur brune.
- 20/30 – 50 cm : Cet horizon peut être considéré comme la partie inférieure de la zone racinaire. La densité racinaire diminue. Toutefois, on observe localement que les racines peuvent être encore relativement nombreuses et de diamètre important. Couleur brune.
- 50 – 90/130 cm : Il y a peu de racines et celles-ci ont un diamètre faible. Le sol est plus compact au toucher. La limite inférieure est définie par un changement de couleur, du brun au grisâtre.
- 90/130 cm et plus : Le sol semble encore plus dense et contient des blocs de granit de belle taille. Couleur grisâtre.

Par ailleurs, nous avons observé localement en surface et dans les premiers décimètres du profil, des galeries de grandes dimensions (plusieurs centimètres de diamètre) assimilables à des galeries de rongeurs. Ces structures semblent peu nombreuses et présentes uniquement en surface (creusées à l'horizontale). Des galeries de vers de terre (ainsi que leur auteur) ont été rencontrées en grande quantité jusqu'à -50 cm, sans pouvoir toutefois distinguer une organisation spatiale caractéristique.

Nous ne disposons d'aucune information, ne serait-ce que qualitative, sur les horizons de profondeur supérieure à 140 cm.

b/ Analyse quantitative

Des échantillons de sol ont été prélevés en mai 2004 puis analysés par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA d'Arras. Des échantillons moyens ont été constitués à partir d'échantillons prélevés dans la bande enherbée (notée BE), sur quatre profils de sol situés à proximité des quatre angles de la placette et dans la parcelle de vigne, sur 4 profils disposés à 5 m d'intervalle le long de la limite aval de la parcelle. Les compartiments moyens analysés sont les suivants :

Dans la parcelle enherbée :
- horizon 0-5 cm (fraction solide du mat racinaire)
- horizon 5-20 cm
- horizon 20-50 cm
- horizon 50-100 cm

Dans la parcelle de vigne :
- horizon 5-20 cm
- horizon 20-50 cm

Granulométrie

Les résultats obtenus concernant la texture du sol sont présentés dans le Tableau II.1.

Tableau II.1 : Granulométrie du sol de la parcelle enherbée et de la parcelle de vigne.

Compartiment	ARGILE < 2 µm (kg/kg)	LIMON FIN 2-20 µm (kg/kg)	LIMON GROSSIER 20-50 µm (kg/kg)	SABLE FIN 50-200 µm (kg/kg)	SABLE GROSSIER 200-2000 µm (kg/kg)
BE 5-20cm	0,15	0,13	0,08	0,10	0,54
BE 20-50cm	0,13	0,13	0,08	0,13	0,53
BE 50-100cm	0,13	0,15	0,08	0,12	0,53
Vigne 0-20cm	0,12	0,12	0,07	0,13	0,55
Vigne 20-50cm	0,11	0,11	0,06	0,12	0,60
Moyenne BE	**0,14**	**0,14**	**0,08**	**0,11**	**0,54**
Moyenne Vigne	**0,11**	**0,12**	**0,07**	**0,13**	**0,58**

On constate que les différents horizons distingués dans le profil de sol enherbé (5-20 cm / 20-50 cm / 50-100 cm) ne présentent pas de différences texturales importantes. Il en est de même dans le profil de sol cultivé en vigne. D'après ces résultats, le profil de sol de la parcelle enherbée peut donc être considéré comme homogène entre 5 cm et 1 m de profondeur. La Figure II.7 montre que d'après le triangle de texture du GEPPA, la classe texturale est celle d'un sable argileux.

La comparaison des valeurs moyennes déterminées dans la parcelle enherbée et dans la vigne montre que le profil enherbé présente légèrement plus d'éléments argileux et limoneux et moins d'éléments sableux que le profil cultivé. Il est possible que le couvert herbacé soit à l'origine de cet enrichissement du profil en particules fines, par piégeage (par sédimentation et infiltration) des particules solides transportées par le ruissellement de surface.

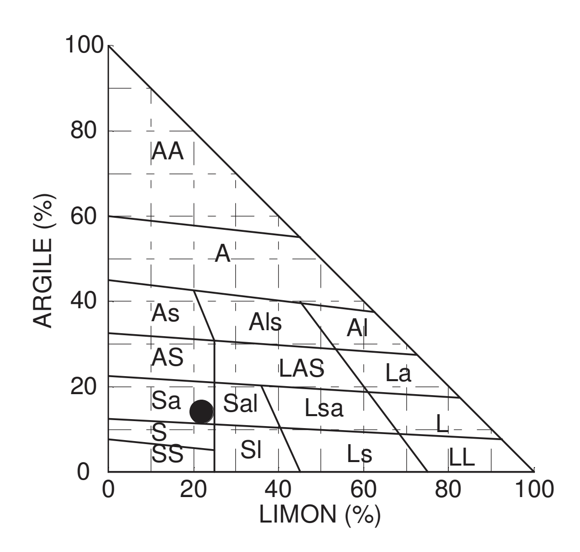


Figure II.7 : Position du sol de la parcelle enherbée dans le triangle de texture utilisé par le GEPPA (Groupe d'Etude des Problèmes de Pédologie Appliquée) (Baize, 1988).

Matières organiques

Les résultats obtenus concernant la concentration en matières organiques sont présentés dans le Tableau II.2 et la Figure II.8.

Tableau II.2 : Teneur en carbone et matières organiques ; teneur en azote et ratio C/N

Compartiment	Matière organique (g/kg)	Carbone organique (g/kg)	Azote total (g/kg)	C/N (-)
BE 5-20cm	33,2	19,2	1,9	10,3
BE 20-50cm	15,8	9,1	0,9	9,7
BE 50-100cm	7,2	4,2	0,6	7,5
Vigne 0-20cm	20,5	11,8	1,1	10,9
Vigne 20-50cm	11,7	6,8	0,7	9,5

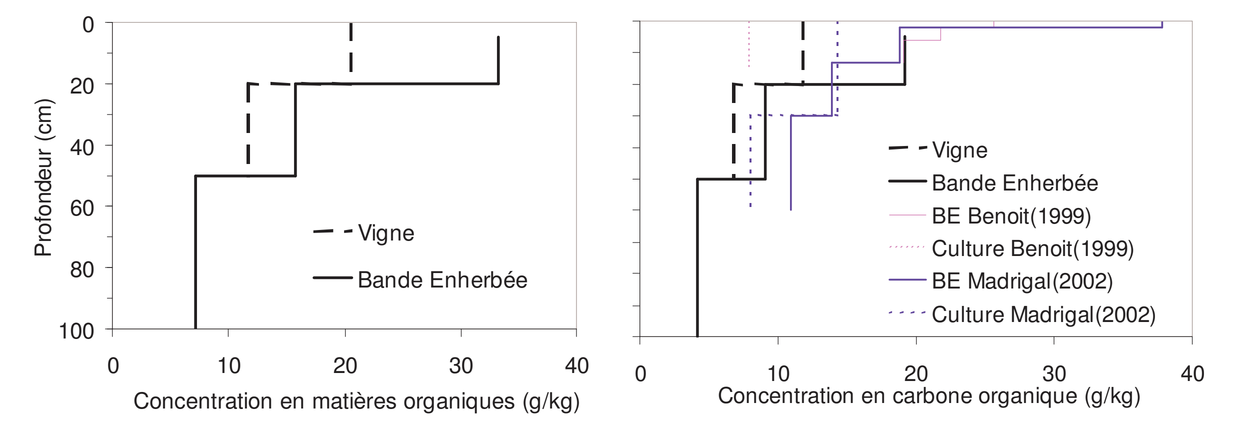


Figure II.8 : Profils comparés de teneur en matière organique (à gauche) et carbone organique (à droite), dans la vigne et dans la parcelle enherbée. Comparaison avec des données de la littérature (Benoit et al., 1999; Madrigal et al., 2002).

La Figure II.8 montre que les teneurs en carbone organique et plus généralement en matières organiques sont faibles dans le sol de vigne et pas particulièrement importantes dans le sol enherbé. Elle montre d'autre part que ces teneurs décroissent avec la profondeur. Elle montre enfin des teneurs en matières organiques plus fortes dans la parcelle enherbée que dans la parcelle cultivée en vigne. Ces observations sont en accord avec la littérature relative aux milieux enherbés (Benoit et al., 1999; Madrigal et al., 2002). Elles traduisent un effet enrichissant du maintien d'un couvert végétal herbacé pérenne, lié aux exsudats racinaires et à l'accumulation d'humus (végétaux morts). Dans le cas de la parcelle étudiée, les valeurs obtenues correspondent à un enherbement datant d'une trentaine d'années.

Géochimie

Les résultats concernant l'ambiance géochimique sont présentés dans le Tableau II.3.

Tableau II.3 : Ambiance géochimique du sol de la parcelle enherbée.

Compartiment	pH	calcaire tot (g/kg)	Cuivre (mg/kg)	CEC Metson (cmol+/kg)
BE 5-20cm	5,1	<1	10,2	8,43
BE 20-50cm	5,0	<1	2,6	7,30
BE 50-100cm	5,7	<1	0,9	7,82

Le caractère acide et l'absence de calcaire confirment l'origine granitique du milieu. On note une concentration importante en cuivre dans l'horizon [0-50 cm]. Le cuivre vient du traitement phytosanitaire des vignes. C'est un élément transporté principalement en association aux particules de sol. Ainsi, les teneurs en cuivre mesurées semblent confirmer en partie l'origine colluvionnaire du sol présent dans le bas du versant.

1.1.2.4. Conditions hydrologiques

a/ Ruissellement à l'exutoire de la parcelle de vigne instrumentée

Seize événements de ruissellement ont été quantifiés à l'exutoire de la parcelle de vigne durant la période d'observation 2004-2005. Ces événements sont illustrés dans la Figure II.9. Le coefficient de ruissellement représenté traduit le ratio entre le volume ruisselé, ramené à la surface drainée, et le volume de pluie. On note que des événements particulièrement intenses, caractérisés par des coefficients de ruissellement probablement élevés, ne sont pas représentés dans cette figure, car ceux-ci ont engendré un dépôt de sédiment dans le débitmètre rendant impossible la quantification précise des débits, donc du volume.

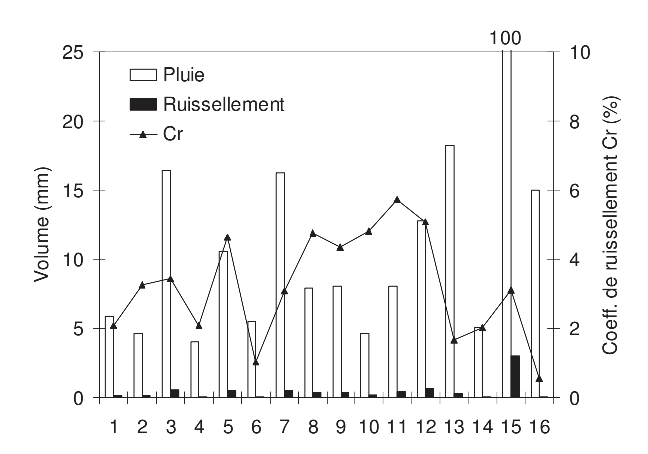


Figure II.9 : Evénements de pluie ayant généré un ruissellement quantifiable à l'exutoire de la parcelle de vigne

Les coefficients de ruissellement constatés dans la parcelle de vigne sont faibles. Ceci est cohérent avec la texture sableuse du sol, constatée sur l'ensemble du versant. Les valeurs constatées sont cependant inférieures aux valeurs attendues au vu de la pente du versant (30%) et de l'absence de couverture végétale. L'écart par rapport aux travaux de Gril (1986) et Munoz (1992), réalisés sur des milieux similaires et présentant des coefficients de ruissellement compris entre 20 % et 60 %, s'explique probablement par l'intensité des pluies simulées par ces derniers, nettement supérieure aux pluies observées, et par la différence d'échelle d'investigation, les simulations ayant été faites sur des microparcelles de quelques mètres carrés.

Les débit et volume des écoulements enregistrés à l'exutoire de la parcelle de vigne et reçus par la placette expérimentale sont précisés dans la Figure II.10.

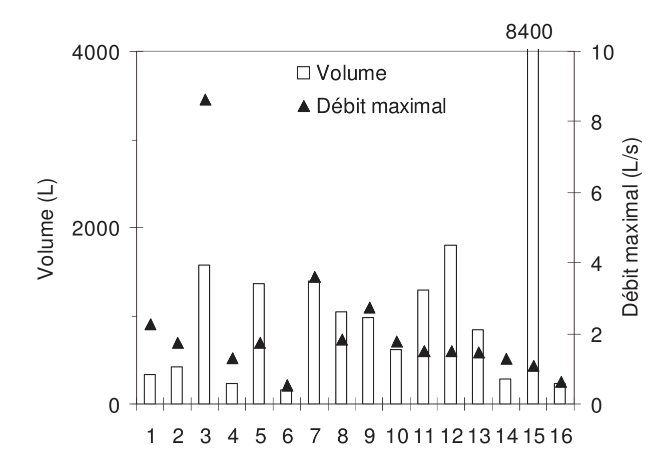


Figure II.10 : Description des événements ruisselants quantifiés à l'exutoire de la parcelle de vigne

Les débits maximaux mesurés sont pour la majorité des événements, inférieurs à 2 L/s. Ceci est inférieur aux débits attendus a priori, de manière cohérente avec le coefficient de

ruissellement observé sur la parcelle de vigne. Le volume des événements est pour la plupart de l'ordre de 1 m^3. Les événements sont en général très brefs, car liés à des pluies d'orages elles même courtes, seules susceptibles d'induire un ruissellement de surface sur la parcelle de vigne, du fait d'une grande perméabilité de surface. Des hydrogrammes de ruissellement enregistrés sur le site expérimental sont présentés dans l'annexe 9.

b/ Piézométrie

On constate au droit du site expérimental la présence d'une nappe de versant pérenne alimentant la rivière (cf Figure II.11). Le caractère permanent de cette zone saturée est confirmé dans la partie basse du versant par la coloration gris clair du sol, indicateur d'hydromorphie attestant de conditions d'anoxie pérennes. Cette zone saturée se trouve en général à une profondeur supérieure à 1,8 m dans la partie supérieure et supérieure à 1 m dans la partie basse. Elle peut toutefois présenter des battements d'amplitude importante, dépassant 1 m entre les périodes sèches et les périodes pluvieuses (cf Figure II.11). Lors d'événements pluvieux particulièrement intenses, la profondeur minimale de la nappe est observée dans la partie basse de la parcelle : elle peut être à 60 cm sous la surface du sol au niveau de la limite aval de la placette, mais la profondeur mesurée au même moment au niveau de la limite amont reste de 1,5 m.

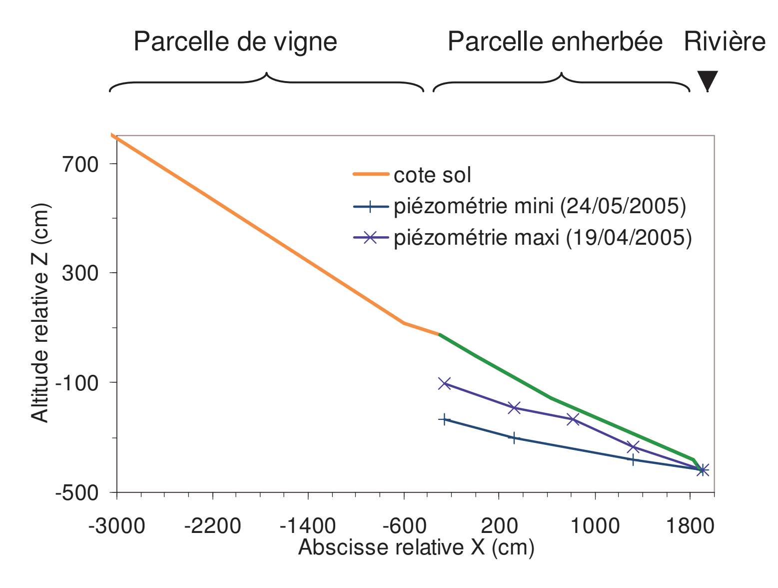


Figure II.11 : Piézométrie maximale et minimale mesurée en fond de versant sur la période 2004-2005.

1.1.3. L'instrumentation : objectifs, implantation, description et incertitude de mesure

L'équipement du site a été intégralement réalisé dans le cadre de la thèse. Les travaux ont débuté pendant l'hiver 2003-2004 et ont été achevés à la fin du printemps 2004. L'équipement a été complété pendant l'hiver 2005, après analyse des premiers résultats. Au total, les travaux d'équipement à proprement parler (c'est-à-dire ne comprenant pas l'achat du

matériel ou autre tâche préliminaire) ont mobilisé deux personnes sur le terrain pendant 48 jours, sans compter la participation ponctuelles de personnes supplémentaires.

1.1.3.1. Le système d'amenée de l'eau et de rétention des sédiments

Un schéma d'ensemble du système d'amenée est représenté dans la Figure II.12 :

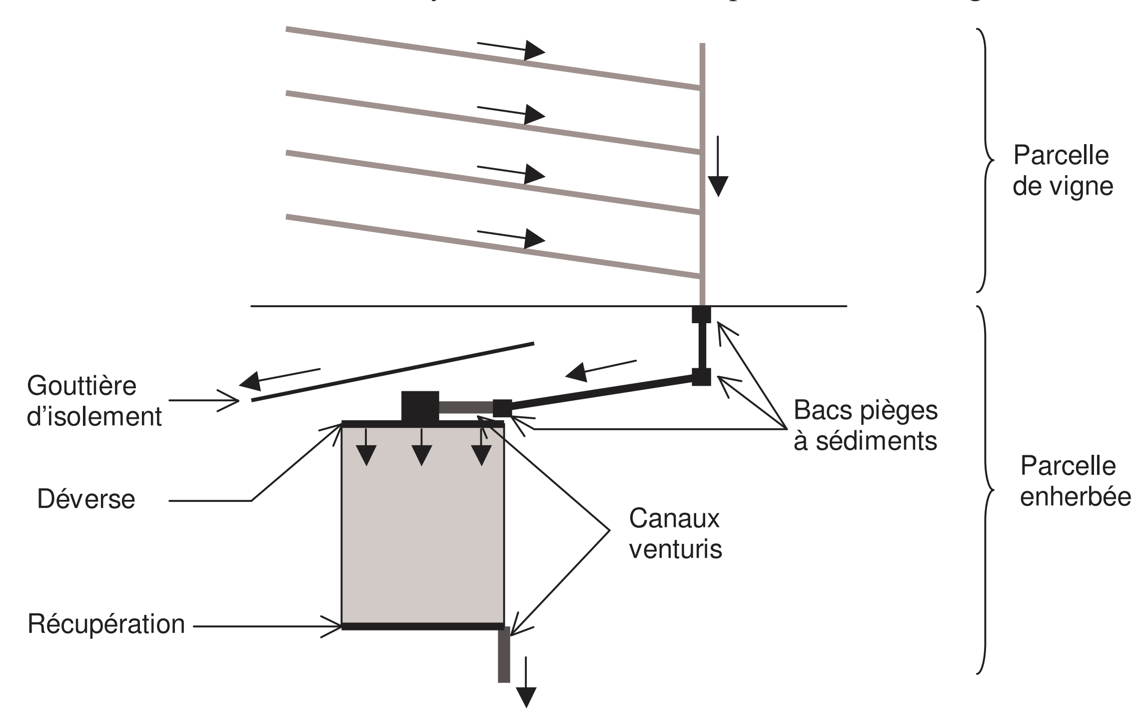


Figure II.12 : Schéma d'ensemble du dispositif expérimental.

L'eau est collectée à l'exutoire d'une rigole (cf Figure II.13) collectant le ruissellement de surface de la parcelle de vigne sur une superficie de 2800 m^2 (le ratio surface ruisselante/ surface enherbée est donc de 110/1, ce qui est nettement supérieur au ratio recommandé par le CORPEN, de 1/10 (C.O.R.P.E.N., 1997)). L'eau est ensuite canalisée vers la placette instrumentée au moyen de 17 mètres de tuyau d'assainissement en PVC de diamètre 160 mm. Deux regards en béton situés en amont de la canalisation en PVC jouent le rôle de pièges à ruissellement (cf Figure II.13). En créant une surverse de 15 cm de hauteur donc un volume mort de 25 Litres chacun, ces regards installés en série et munis de grilles de maille 1 mm dans leur section déversante, permettent de piéger les particules solides les plus grossières et d'éviter leur transport vers la placette dont elles pourraient gravement modifier la morphologie de surface et perturber le fonctionnement de l'instrumentation. Un regard en PVC, faisant le joint entre la section circulaire de la canalisation d'amenée et la section rectangulaire du premier canal jaugeur, crée une troisième zone d'eau morte de 10 Litres.



Figure II.13 : Photographie de la rigole sortant de la vigne et des deux regards faisant office de piège à particules en amont de la canalisation en PVC.

Le canal jaugeur déverse dans un bac métallique en acier zingué de 100 cm de coté jouant le rôle de coude à 90° et de brise-vague (cf Figure II.14). Ce bac déverse à son tour dans une gouttière en acier galvanisé répartissant le flux uniformément sur les 4 m de largeur de la placette instrumentée (cf Figure II.14). Un deuxième brise-vague assure le ralentissement de l'écoulement et sa répartition dans la gouttière. Celle-ci a été installée de façon rigoureusement horizontale et perforée régulièrement de trous de diamètre 0,5 cm de façon à maximiser l'uniformité de l'apport. Le nombre, la section et la position des orifices ont été calculés de sorte à provoquer une surverse pour des débits supérieurs à 1 L/s. Le fonctionnement par mise en charge d'orifices permet de garantir l'uniformité pour les petits débits malgré une gouttière non idéalement horizontale et de minimiser le volume mort (situé à l'aval du canal jaugeur). Le fonctionnement par surverse fait que l'apport n'est pas limité par la géométrie des orifices lors des forts débits (à la différence d'une conduite d'irrigation par exemple). Le temps de transit de l'eau entre le canal jaugeur et la déverse est supposé négligeable. La placette est limitée latéralement par des plaques métalliques enfoncées à 15 cm de profondeur et dépassant de 5 cm de la surface du sol.

A l'aval de la placette instrumentée, le ruissellement de surface est collecté au moyen d'une gouttière en acier galvanisé coudée, insérée de 5 cm dans le mat racinaire, à une profondeur variant entre 2 et 8 cm selon la microtopographie locale. Cette gouttière canalise le ruissellement sortant de la placette vers un canal jaugeur. Celui-ci déverse en direction de la rivière, distante d'une dizaine de mètre.



Figure II.14 : Photographie du système d'amenée et de la déverse en fonctionnement (à gauche) et du système de récupération à l'aval (à droite).

NB : La texture sableuse du sol et son homogénéité apparente permettaient de supposer (modélisation 2D à l'appui) que les flux latéraux liés à la diffusion du bulbe d'infiltration sur les cotés de la placette seraient négligeables devant le flux vertical infiltré sur 4 m de large. Aucun système destiné à limiter ces effets de bord n'a été installé pour cette raison, à tort comme nous le verrons dans les chapitres suivants.

1.1.3.2. L'isolement hydraulique de la placette

La placette instrumentée peut être considérée comme hydrauliquement isolée des éventuels écoulements de surface venant de l'amont (seule une longueur de versant d'une dizaine de mètre est susceptible de ruisseler car le ruissellement généré plus en amont est canalisé à l'intérieur de la vigne). En effet, elle est protégée par une gouttière interceptant le ruissellement 3 m en amont de sa limite supérieure. Le ruissellement est récupéré sur une largeur de 12 mètres et canalisé vers un exutoire distant de 5 m de la placette.

Par ailleurs, en ce qui concerne les écoulements de subsurface, on peut penser qu'ils sont faibles, au moins dans le premier mètre de sol. En effet, la profondeur du sol dans la partie amont de la parcelle enherbée (> 4 m), l'absence d'imperméable à faible profondeur et l'absence de zone saturée pérenne à cette profondeur permettent de supposer qu'il n'y a pas d'écoulements saturés superficiels (à moins d'un mètre de profondeur). De plus, on peut penser qu'une tranchée ayant servi à mettre en place un grillage « anti-taupe », profonde de 80 cm et ceinturant la placette à une distance de 1 m50, sert de protection passive contre les écoulements saturés et non-saturés de subsurface. En effet, le remblai de la tranchée ayant une densité nettement inférieure au sol en place, on peut estimer que les parois de la tranchée jouent le rôle de barrière capillaire (Kutilek and Nielsen, 1994). De plus, la tranchée peut jouer un rôle de drain pour les écoulements saturés. Toutefois, ces arguments strictement qualitatifs ne sauraient remplacer un suivi quantitatif de la piézométrie et du potentiel

matriciel afin de quantifier les entrées éventuelles. Dans la partie suivante, nous présentons les différents systèmes de mesure mis en place.

1.1.3.3. Mesure des flux de surface

a/ Débitmétrie en entrée et sortie de la placette

Les débits instantanés entrant et sortant de la placette expérimentale sont mesurés à l'aide de canaux jaugeurs (caractérisés par une relation hauteur/débit connue) de type Venturi, équipés d'un capteur de pression de type bulle à bulle. Malgré l'absence de maçonnerie, les canaux sont maintenus parfaitement immobiles et horizontaux, grâce à des pieux métalliques enfoncés à 80 cm de profondeur. Le canal installé en entrée de placette est un modèle *Hydrologic E 1253 AZ®*, de débit minimum 0,47 L/s et de débit maximum 9,28 L/s. Le canal installé en sortie de placette est un modèle *Hydrologic E 1253 AX®*, de débit minimum 0,18 L/s et de débit maximum 3,32 L/s. A noter que ces limites sont des limites de quantification correspondant à la validité de la courbe d'étalonnage. En pratique, on identifie proprement un événement de ruissellement à partir d'un débit seuil de 0,1 L/s. Les capteurs de pression installés sont des transmetteurs bulle à bulle *Hydrologic Alphée 3020-1®* (Hydrologic, 1995). Ils mesurent la pression hydrostatique par injection d'air à débit continu au pied de la colonne d'eau à mesurer (cf Figure II.15). Les prises de pression ont été réalisées dans du tube inox de diamètre 4/6 mm, coupé en sifflet à leur extrémité basse (dessin en annexe 1). Un tube rigide en rilsan de diamètre 4/6 mm assure la liaison pneumatique entre la prise de pression et les transmetteurs situés dans une cabane, distante de plusieurs mètres.

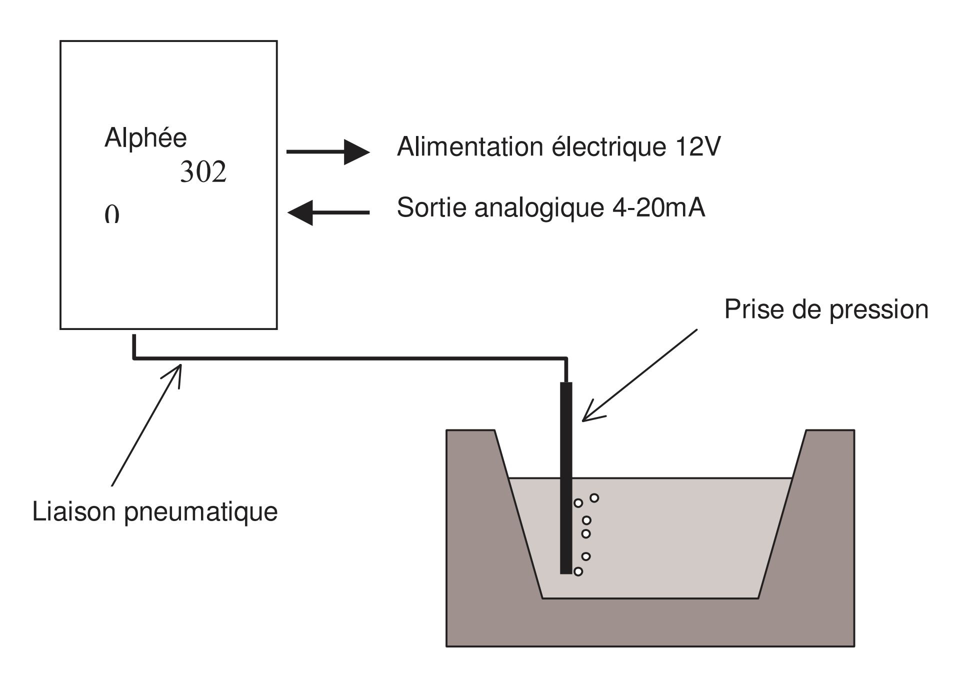


Figure II.15 : Schéma d'un système bulle à bulle

La précision de la chaîne de mesure des pressions a été caractérisée en laboratoire et l'incertitude globale associée à la mesure du débit instantané a été calculée par les formules de

composition des incertitudes du guide (ISO, 1993). Le détail des calculs figure dans l'annexe 2. L'incertitude associée à la mesure de la hauteur d'eau dans les canaux jaugeurs, élargie à 95 % de confiance, est de ±2,9 mm. L'incertitude relative associée à la mesure de débit instantané est illustrée par la Figure II.16. Celle-ci présente deux courbes, l'une tenant compte de la seule incertitude sur la hauteur d'eau (*Uc=f(H)*) et l'autre intégrant l'incertitude sur l'équation de tarage du canal venturi (*Uc=f(H,a,b)*). On note que l'indétermination sur l'équation de la courbe de tarage des canaux venturi introduit une incertitude importante sur le débit. La courbe correspondante doit cependant être considérée avec prudence car l'incertitude sur l'équation de tarage n'est pas connue précisément.

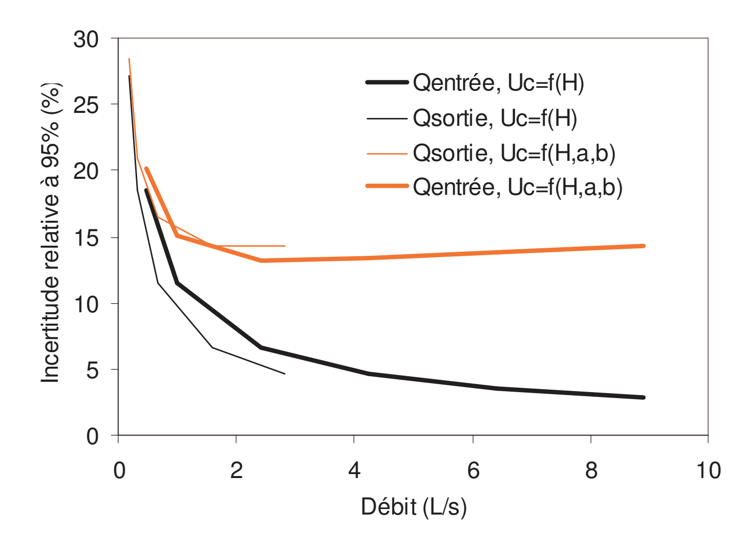


Figure II.16 : Incertitude relative élargie (intervalle de confiance à 95 %) associée aux mesures de débit.

L'incertitude élargie (valeurs absolue et relative) associée au volume cumulé (noté *V*) a également été déterminée, sur la base de l'incertitude de mesure des débits instantanés :

(II.1)
$$\left(\frac{U_c(V)}{V}\right)_{95\%} = 2\frac{\sqrt{\sum_i (U_c(Q_i))^2}}{\sum_i Q_i} \quad si\ \Delta t = cst$$

Par ailleurs, les débitmètres ont été vérifiés en laboratoire avant installation sur le terrain de façon à quantifier un biais éventuel dans la mesure de pression (détails en annexe 2). Une vérification a été effectuée sur le terrain en juin 2004, une fois les canaux jaugeurs et les capteurs de pression en place, de façon à tenir compte d'une erreur éventuelle dans le positionnement de la valeur zéro (résultant d'un mauvais positionnement de la prise de pression dans le canal jaugeur). Nous avons pour cela relevé la hauteur d'eau mesurée par les capteurs à débit nul et pour différentes valeurs de débit. Les mesures de débit manuelles ont été réalisées par volumétrie. Ces points de vérification, illustrés par la Figure II.17, ont permis de déterminer une correction à appliquer aux mesures par rapport au zéro a priori : 6 mm pour le débitmètre de sortie et 8 mm pour le débitmètre d'entrée. De plus, une nouvelle vérification du débitmètre d'entrée a été effectuée en mars 2005 lors d'une expérience de pompage à débit constant de durée 2 heures, de façon à identifier une dérive éventuelle du système de mesure.

La mesure automatique de débit renvoie une valeur moyenne sur 2 heures de 2,3 L/s (écart-type de 0,6 L/s), confirmée par deux mesures manuelles au seau de 2,1 et 2,3 L/s.

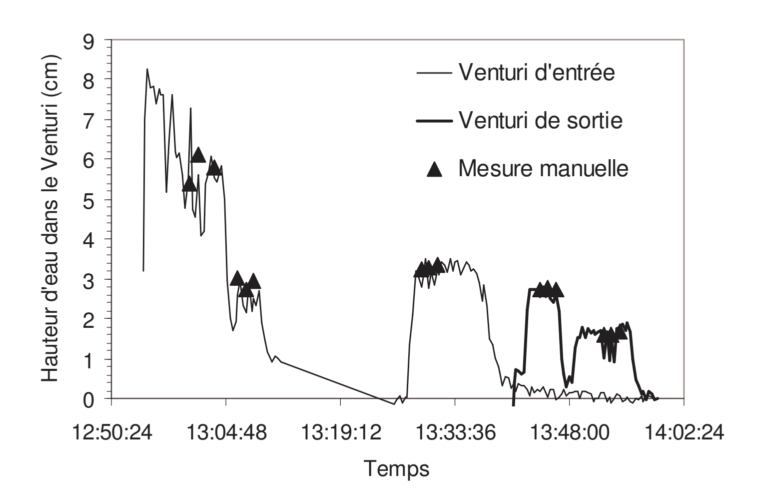


Figure II.17 : Détermination in-situ du zéro des débitmètres. Hauteurs d'eau mesurées après correction de l'offset des capteurs.

En sortie de placette, la mesure de débit est complétée par un bac piège à ruissellement de capacité 150 Litres, permettant d'identifier et de quantifier les écoulements les plus faibles potentiellement non détectés par le canal Venturi (cf Figure II.18). Le bac est équipé d'un capteur de pression automatique *Campbell PDCR1830*® (Campbell-Scientific, 1996), de pleine échelle 0-75 cm et de précision < 0,4 % soit une erreur < 3 mm.



Figure II.18 : Photographie du piège à ruissellement équipé d'un capteur de pression PDCR1830.

b/ Pluviométrie

Un pluviomètre à augets *Campbell ARG100*® (Campbell-Scientific, 2001) situé à proximité immédiate de la placette et installé selon les recommandations du constructeur permet de connaître le volume et l'intensité de pluie instantanée.

L'incertitude relative sur la mesure du cumul de pluie, élargie au seuil de confiance de 95 %, est donnée par la formule suivante (détails du calcul en annexe 2) :

(II.2)
$$\left(\frac{U_c(Vcum)}{Vcum}\right)_{95\%} = \frac{0{,}068}{\sqrt{n}}$$

où n est le nombre de basculements enregistrés pendant l'événement.

L'incertitude relative diminue rapidement avec le volume de l'événement pour n'être plus que de 0,6 % pour un cumul de 20 mm.

c/ Echantillonnage en entrée et sortie de la placette

On utilise des préleveurs d'échantillons automatiques BAMOCELL® (BAMO-Mesures). Chaque échantillonneur peut prélever 12 échantillons de 0,75 L. Les prélèvements se font au niveau des canaux jaugeurs. Les échantillonneurs sont protégés dans une cabane en bois donc les échantillons sont à l'abri du rayonnement. A défaut d'être réfrigérés, les échantillons sont collectés dans un délai moyen de 24 heures, puis congelés pour stockage avant analyse.



Figure II.19 : Photographie d'un préleveur d'échantillons.

d/ Mesure de la propagation du ruissellement à la surface de la placette

On utilise des capteurs Watermark® (Challenge-Agriculture, 1999), qui permettent d'estimer une valeur approximative du potentiel hydrique du sol, via une mesure de résistivité

électrique. La mesure se fait entre deux électrodes concentriques placées dans un matériau constitué de sable et de kaolin, confiné dans une membrane perméable. Celle-ci permet les échanges d'eau entre le matériau et le milieu ambiant jusqu'à obtention d'un équilibre.



Figure II.20 : Photographie d'un capteur Watermark®

Ces capteurs sont habituellement destinés aux agriculteurs pour le pilotage de l'irrigation. Peu précis mais peu onéreux, ils s'avèrent intéressants pour une application de recherche lorsqu'on souhaite multiplier les points de mesure à moindre coût et qu'on accepte une incertitude de l'ordre de 10 kPa.

Dans le cas de notre application, 16 capteurs ont été installés à la surface de la placette enherbée (plantés jusqu'à mi-hauteur dans le mat racinaire) pour donner une information sur la présence d'un écoulement de surface (donnée binaire : immergé / non immergé). Ils informent ainsi sur la vitesse de propagation du ruissellement de surface, sur l'homogénéité de l'écoulement et sur la distance de propagation lorsque l'événement n'est pas suffisant pour générer un écoulement en sortie de la placette. Le temps de réponse d'un capteur sec à une immersion instantanée est de l'ordre de 10 secondes, ce qui est suffisant dans le cas de notre application.

Les capteurs ont été implantés de façon à suivre l'écoulement sur l'ensemble de la placette, tout en densifiant le réseau dans la partie amont (pour suivre des événements peu volumineux ne se propageant pas jusqu'en bas) et sur le coté équipé d'humidimètres et de tensiomètres comme illustré dans la Figure II.21.

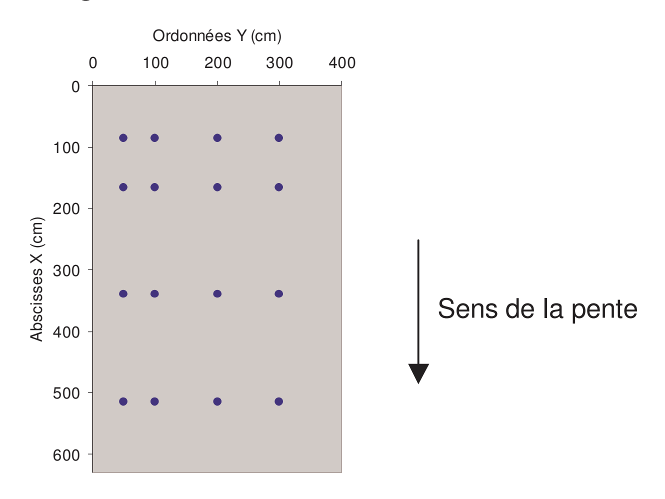


Figure II.21 : Schéma d'implantation des capteurs Watermark à la surface de la placette.

1.1.3.4. Mesures de subsurface

a/ Implantation

L'implantation des différents systèmes de mesure installés en subsurface (tensiomètres, humidimètres, piézomètres et lysimètres) est schématisée dans la Figure II.22. Les proportions du dessin sont celles des systèmes réels.

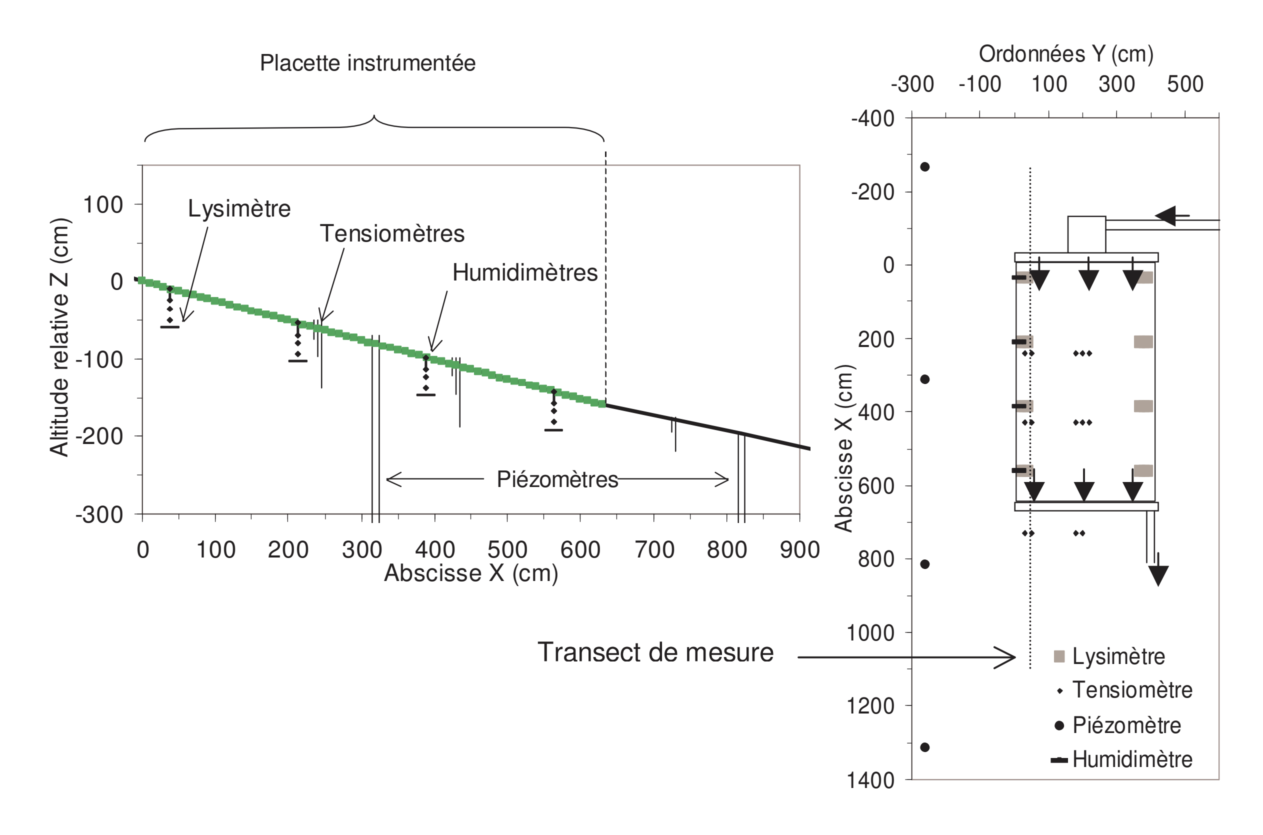


Figure II.22 : Implantation des différents systèmes de mesure de subsurface : coupe longitudinale (à gauche) et vue de dessus (à droite).

Les différents systèmes de mesure ont été répartis de façon à fournir une image représentative de flux qu'on suppose a priori bi-dimensionnels. En l'occurrence, on suppose une certaine homogénéité dans la largeur de la placette (axe Y). La plupart des systèmes ont de ce fait été installés dans un même plan, orienté dans le sens de la pente. La Figure II.22 montre que ce plan passe sur le coté droit de la placette et non au centre de celle-ci (les termes « droit » et « gauche » sont utilisés comme en hydraulique fluviale, c'est-à-dire en se positionnant dans le sens de l'écoulement). Ce choix s'explique par notre volonté d'installer le maximum de capteurs par le coté, via une tranchée, et non depuis la surface du sol. Le but est de minimiser les perturbations de la structure des horizons superficiels et le risque d'artéfacts de mesure tels que des infiltrations préférentielles, dans la mesure où ces deux points figurent parmi les objectifs de l'étude. La figure montre cependant que tous les capteurs ne sont pas dans ce plan :

- Des tensiomètres ont été installés à la fois au centre et sur le bord de la placette afin de vérifier l'hypothèse d'homogénéité.

- Un deuxième type de lysimètres a été installé sur le coté gauche pour compléter le premier transect, qui s'est avéré partiellement défaillant.
- Le transect de piézomètres a été installé à coté de la placette pour ne pas perturber l'état de la surface du sol et risquer de créer des voies d'infiltration préférentielle.

Les systèmes de mesures installés à l'intérieur de la placette ont été répartis régulièrement, sur quatre profils, de sorte à avoir une image représentative des flux qu'on suppose hétérogènes d'amont en aval. Chaque profil contient un lysimètre et trois humidimètres. Les tensiomètres sont légèrement décalés pour ne pas que les capteurs soient trop proches les uns des autres. Deux profils seulement ont été équipés dans la placette pour ne pas multiplier les systèmes. Des tensiomètres ont cependant été installés à l'aval de la placette de façon à identifier d'éventuels flux latéraux de subsurface. Des tensiomètres de référence ont aussi été installés à l'amont de la placette mais ceux-ci sont rapidement tombés en panne, ce pourquoi ils ne figurent pas sur la Figure II.22.

Les systèmes de mesure ont été concentrés dans l'horizon [0-50 cm] correspondant à la zone racinaire, sur laquelle nous concentrons notre travail. Les lysimètres ont été installés à -50 cm de profondeur de façon à quantifier les flux verticaux sortants de cette zone. Les humidimètres ont été installés entre 0 et –15 cm, à –25 cm et –40 cm. Les tensiomètres ont été installés à –15 cm, -40 cm et –80 cm.

b/ Lysimétrie

Des lysimètres ont été installés à 50 cm sous la surface du sol, de façon à quantifier les flux d'eau et de pesticides percolant sous la zone racinaire. Deux types de lysimètre ont été employés : des lysimètres dits atmosphériques et des lysimètres dits à mèche. Ces deux types de lysimètres représentent une alternative originale et particulièrement intéressante par rapport aux autres systèmes permettant de caractériser des flux dans les sols (tensiomètres, bougies poreuses et cases lysimétriques à pesée). Une analyse bibliographique comparative de ces différents systèmes est proposée dans l'annexe 3.

Description et intérêt des lysimètres utilisés

Les lysimètres atmosphériques sont de simples collecteurs récoltant l'eau suintant sous un bloc de sol (cf Figure II.23, Figure II.24 et Figure II.25). L'intérêt de ces lysimètres est qu'ils permettent une mesure en continu, en temps réel et sur une surface significative donc représentative. Leur relative simplicité autorise en outre des répétitions à faible coût. Mais l'intérêt principal vient du fait que l'installation n'est pas destructrice pour la zone sur laquelle les flux sont mesurés. En revanche, ils introduisent une limite à pression atmosphérique. Ils ne recueillent donc que la fraction libre ($h>0$) de l'eau du sol et ils induisent une perturbation des lignes de courant. On se reportera à l'annexe 3 pour une description plus détaillée de ces systèmes.

Les lysimètres à mèche en fibre de verre sont une solution pour capturer à la fois les flux saturés et les flux non saturés (Boll et al., 1991; Holder et al., 1991). D'aspect identique (cf Figure II.23 et Figure II.25), ils contiennent en plus une mèche en fibre de verre pendant sous le collecteur. Cette mèche est en contact avec le sol sus-jacent et son extrémité inférieure est à pression atmosphérique, ce qui fait que la mèche agit comme une colonne d'eau suspendue. Elle génère donc une succion sur le sol sus-jacent sans recourir à une source extérieure de vide. En effet, les fibres exercent de par leur promiscuité des forces capillaires à la manière d'un milieu poreux. Ainsi, une mèche de 70 cm de longueur dont l'extrémité est à pression atmosphérique contient une colonne d'eau de même poids et exerce en théorie en régime hydrostatique, une succion de –70 cm à son extrémité supérieure. La succion exercée diminue en situation d'écoulement du fait des pertes de charge mais leur conductivité hydraulique élevée fait qu'elles peuvent recueillir des flux élevés tout en restant sous tension. Cette dernière propriété permet à une mèche de section réduite de drainer sous tension une surface largement supérieure à sa section propre. Ce type de lysimètre, moyennant un dimensionnement précis qui permet au dispositif de mimer le fonctionnement hydraulique du sol sous-jacent, permet d'extraire les flux saturés et non saturés sans perturber les lignes de courant. On se reportera à l'annexe 3 pour une description plus détaillée de ces systèmes.



Figure II.23 : Photographie des collecteurs installés à 50 cm de profondeur. Gauche : collecteurs fonctionnant à pression atmosphérique. Droite : collecteurs avec mèches en fibres de verre.

Placette instrumentée

Tube de prélèvement

Tube de mise à pression atmosphérique

Sol originel, non déstructuré

Tranchée de mise en place, sol remanié

50 cm

50 cm

Collecteurs inox 2 mm

Madrier en bois 8×8 cm

Tube PP 16 mm

Bidon PP 10 Litres

Figure II.24 : Schéma de principe représentant les lysimètres (coupe transversale de la placette).



Figure II.25 : Photographie d'un lysimètre atmosphérique dans sa cavité (à gauche) et d'un lysimètre à mèche (à droite), avant rebouchage de la galerie et de la tranchée.

Dimensionnement des lysimètres

Les lysimètres atmosphériques nécessitent pour seul dimensionnement d'avoir une capacité de stockage suffisante au regard de l'intensité des flux attendus, de la surface des collecteurs et de l'autonomie attendu du système.

Les lysimètres à mèches nécessitent une procédure de dimensionnement plus poussée puisque la mèche et les dimensions du système doivent être choisies en fonction des propriétés de conductivité hydraulique du sol (Knutson and Selker, 1994). En effet, la mèche ne doit pas être plus conductrice que le sol, sous peine d'induire une convergence des lignes de courant vers le lysimètre, donc une surestimation de la percolation. La mèche ne doit pas non plus être moins conductrice que le sol, sous peine d'induire une divergence des lignes de courant autour du lysimètre, donc une sous-estimation de la percolation. Les propriétés hydrodynamiques de ces mèches ont été caractérisées dans la littérature (Knutson and Selker, 1994) et des procédures de dimensionnement ont été proposées (Knutson and Selker, 1994; Rimmer et al., 1995). Un travail méthodologique, présenté dans l'annexe 3 sous forme d'article, a été mené pendant la thèse pour quantifier l'incertitude existant sur la mesure des flux avec un lysimètre à mèche, en rapport avec ces protocoles de dimensionnement.

Ces différentes procédures de dimensionnement n'ont pas pu être utilisées dans le cas des lysimètres installés dans le dispositif expérimental car nous ne connaissions pas les propriétés hydrodynamiques du milieu lors de leur installation. Un calcul simplement basé sur la perméabilité de sols de catalogue de type sableux et sablo-limoneux a donc été réalisé pour choisir le modèle de mèche et la taille des collecteurs. Ce calcul est reproduit ci-dessous :

(II.3)

$$Q_c = \frac{K_m \times A_m}{A_c} = \frac{1168 \times 3{,}14 \times 1{,}45/2^2}{25^2} \approx 3{,}1\ cm/h$$

où K_m est la perméabilité du matériau en fibre de verre [LT^{-1}], A_m est la section d'une mèche [L^2] et A_c la surface d'un collecteur [L^2].

Ce calcul montre que les mèches de diamètre 1,45 cm fabriquées par la société Pepperell Braiding Company® (Massachusetts, USA, www.wickstore.com) (référence SKU :1381, PEP1/2), dont les propriétés hydrauliques figurent dans le Tableau II.4, associées à des collecteurs de 25 cm de coté pouvaient être envisagées sur la base d'une perméabilité du sol estimée à 30 mm/h. On verra cependant dans le chapitre III que cette valeur est très nettement sous-estimée par rapport aux perméabilités effectivement mesurées sur le site expérimental.

Tableau II.4 : Paramètres hydrauliques et physiques des mèches PEP1/2 décrits par *Knutson and Selker* (1994)

thêta(h) van Genuchten					K(h) Gardner		Caractéristiques physiques			
thêta s (-)	thêta r (-)	alpha (cm-1)	n (-)	m (-)	Ks (cm h-1)	a (cm-1)	Diamètre (cm)	Densité (g.cm-3)	Porosité (-)	Rayon fibres (mm)
0.63	0.00	0,06	3,61	0,40	1168	0.098	1,45	0,25	0,90	0,0035

Confection des lysimètres installés

Les collecteurs, identiques pour les lysimètres atmosphériques et à mèche, ont pour dimensions 50 cm×25 cm×2 cm (L×l×h) et comprennent chacun deux cellules de dimensions 25 cm×25 cm (cf Figure II.23). Ils ont été réalisés en acier inoxydable d'épaisseur 2 mm. Ils présentent une pente vers l'exutoire, situé au centre de chaque cellule, permettant l'évacuation rapide de l'eau.

Dans les lysimètres atmosphériques, les cellules contiennent uniquement des grilles métalliques de mailles différentes, en contact avec le sol, qui permettent d'éviter sa désagrégation sous l'effet des écoulements et donc le colmatage des collecteurs.

Dans les lysimètres à mèche, chaque cellule contient des fibres de verre uniformément réparties sur la surface du collecteur et en contact avec le sol sus-jacent (cf Figure II.23 photo de droite). Les fibres situées dans le collecteur correspondent aux extrémités (30 cm) détressées d'une mèche longue de 100 cm, pendant sous le collecteur d'une hauteur de 70 cm.

Dans les lysimètres atmosphériques, des tuyaux en polypropylène PP semi-rigides de diamètre interne 16 mm (référence Bioblock® C21151) canalisent gravitairement l'eau récoltée vers des bidons de capacité 10 Litres en polypropylène PP (référence Bioblock® C21676), situés en contre-bas dans la tranchée de mise en place (cf Figure II.24). Des tubes en Teflon® FEP de diamètre interne 3,2 mm (référence Bioblock® C28559) permettent de pomper dans les bidons depuis la surface (un tube de pompage + un tube de mise à pression atmosphérique). Les échantillons sont pompés à l'aide d'une pompe volumétrique à galets Masterflex® (référence 7521-00).

Dans les lysimètres à mèche, un tube semi-rigide en Téflon® PTFE de diamètre 16/18 mm (référence Revol et Saunier® TL178118), contenant la mèche, relie le collecteur à un bidon en polyéthylène fluoré FLPE (références Labosi® A7250289 et A7250287) de capacité 2 ou 4 Litres (4 L sur les profils A et B, 2 L sur les profils C et D). Les mèches en fibre de verre ont été nettoyées de leur impuretés organiques par combustion pendant 4 heures à 400°C comme préconisé dans la littérature (Knutson et al., 1993).

Les matériaux de confection des deux types de lysimètres ont été choisis de sorte à limiter l'adsorption des pesticides dans le système de mesure, tout en restant d'un prix acceptable (le choix du Téflon® a été écarté pour certains produits pour cette raison). Nous

avons notamment évité d'employer des plastiques tendres comme le PVC dont la capacité d'adsorption sur les pesticides a été démontrée (Margoum, 2003). Les temps de séjours dans les différents compartiments du système sont courts de sorte qu'on peut supposer une adsorption limitée. Seul le stockage dans les bidons pose question puisque l'eau récoltée peut séjourner 24 heures en moyenne et jusqu'à 72 heures au maximum. Il peut donc y avoir adsorption des pesticides sur les parois du bidon voire même dégradation. Un travail expérimental a permis de vérifier que l'adsorption du Diuron était négligeable en 24 heures. Concernant la dégradation, on peut penser que celle-ci est limitée du fait de la température de stockage modérée, liée à la profondeur des bidons (130 cm). En effet, on estime que la température des échantillons ne dépasse jamais 12°C tout au long de l'année (on mesure une température maximale de 18°C à 50 cm de profondeur, inférieure à 15°C pendant 9 mois sur 12). Les bidons sont de plus à l'abri de tout rayonnement.

Installation des lysimètres

Les deux types de lysimètres ont été installés via une tranchée de 1,3 m de profondeur sur 0,8 m de large (creusée avec une mini-pelle mécanique), contre le plafond de galeries creusées horizontalement, de section rectangulaire de dimensions approximatives 50 cm×20 cm, et de profondeur 60 cm (cf Figure II.24). Les dimensions données aux galeries ont été voulues aussi proches que possible de la surface du collecteur, de façon à minimiser la surface de plafond non couverte par le collecteur ainsi que le volume de sol perturbé sous la placette. Les dimensions réalisées ont été imposées par les outils utilisés. Le plafond des galeries a été nivelé de façon à être aussi plan et horizontal que possible. Les collecteurs ont été positionnés de façon à être à l'aplomb de la placette enherbée. Ils ont été insérés dans le plafond sur 1 cm au moyen d'un cric hydraulique puis maintenus par des madriers en bois. La galerie de mise en place et la tranchée ont été rebouchées et le remblai compacté pour limiter les effets de double porosité.

c/ Potentiométrie

Le premier système tensiométrique installé en 2004 était composé de capteurs de pression automatiques *SDEC SKT850 C2®* montés sur des cannes *SDEC* à capteur déporté associant des portions de tuyau rigide et souple. L'intérêt de ce système original est, outre son caractère automatique qui permettait de suivre des événement naturels, de ne pas perturber la surface de la placette enherbée et d'éviter des artéfacts de mesures liés à des écoulements préférentiels le long de la canne tensiométrique. En effet, ce type d'artéfact est un problème récurrent des tensiomètres installés verticalement, notamment lorsque la surface du sol est submergée. L'intérêt des cannes à capteur déporté est qu'elles autorisent une installation en biais comme schématisé dans la Figure II.26.

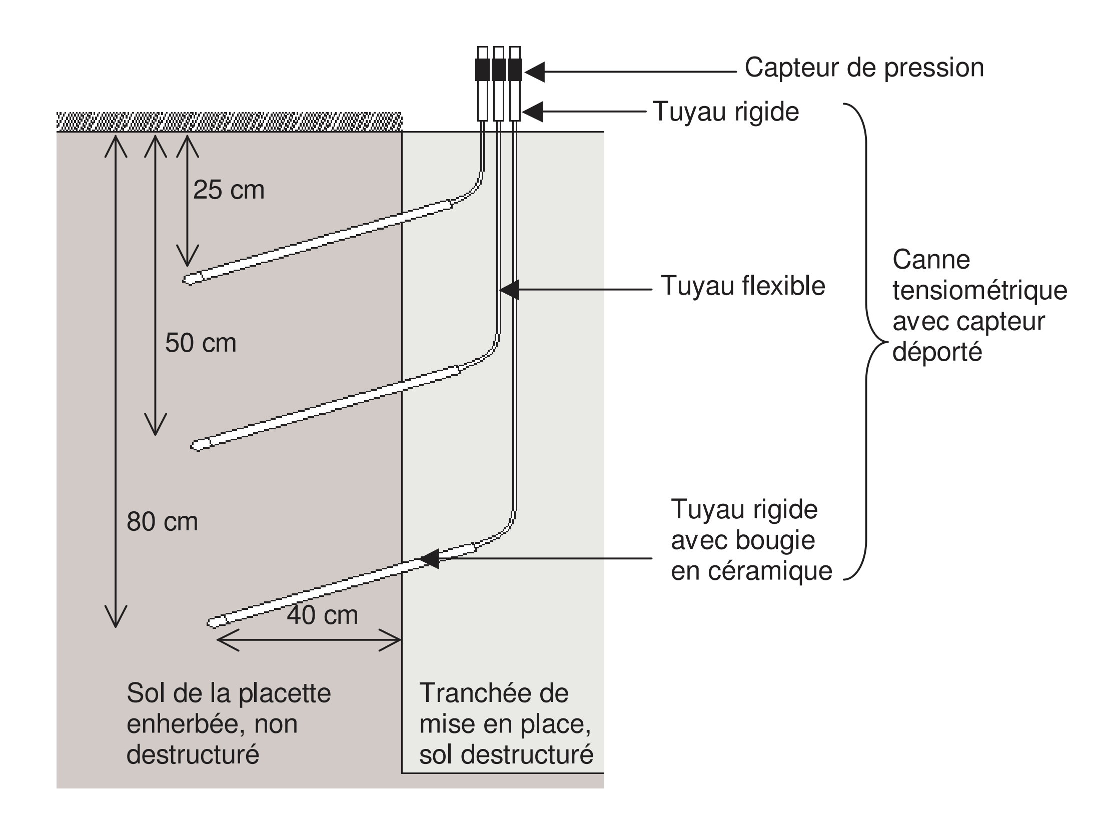


Figure II.26 : Schéma d'implantation des cannes tensiométriques à capteur déporté.

Ce système a été complété en 2005 par un système à mercure, du fait d'un mauvais fonctionnement déjà mentionné et explicité dans la partie 1.1.4. Le système à mercure utilise des cannes intégralement rigides et verticales et le principe du manomètre à mercure. Ce type de tensiomètre est robuste mais il ne peut être automatisé : le potentiel est lu visuellement sur une réglette graduée.

L'incertitude globale associée à la mesure par tensiométrie à mercure a été calculée par les formules de composition des incertitudes du guide (ISO, 1993) (cf annexe 2). Les incertitudes absolues élargies sur la mesure du potentiel matriciel au niveau de la bougie et de la charge hydraulique exprimées dans le référentiel d'altitude local sont respectivement de 4,8 cm et 3,8 cm, pour un niveau de confiance de 95 %.

d/ Humidimétrie

On utilise des sondes *Campbell CS616* (Campbell-Scientific, 2002) permettant une mesure indirecte de l'humidité du sol, via la permittivité diélectrique (cf Figure II.27). Cette permittivité est obtenue à travers la mesure d'un « temps de parcours » d'une onde électromagnétique le long des tiges du capteur (le signal en sortie du capteur est en fait un signal périodique généré par un circuit résonnant, dont la période est corrélée à l'humidité volumique). La mesure est donc à mi-chemin entre le principe de la TDR (Time Domain

Reflectometry) et la mesure capacitive dont elle se rapproche du fait de la faible fréquence utilisée (70 MHz contre 600 à 1000 MHz pour la TDR). La mesure est électrique, ce qui signifie sans inertie (à la différence d'une bougie de tensiomètre) et faisable toute l'année (la sonde résiste au gel et il n'y a pas de problème de décrochage en été comme les tensiomètres). Enfin, elle est intégrative et représentative d'un volume significatif : 30 cm de long sur 10 cm de diamètre (Quinones and Ruelle, 2001), ce qui est important dans un milieu structuré comme le sont les horizons superficiels d'un sol enherbé.

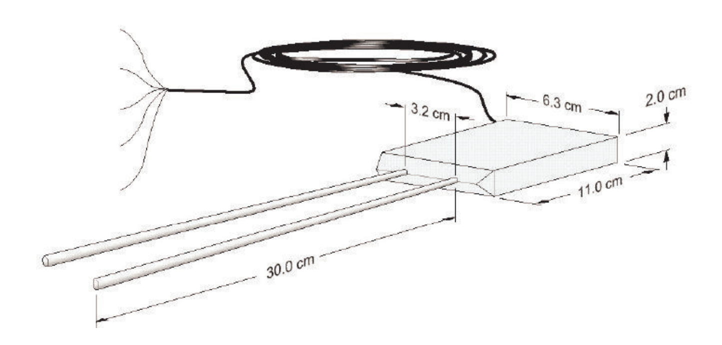


Figure II.27 : Dessin d'une sonde *Campbell CS616®* (Campbell-Scientific, 2002)

La permittivité dépend principalement de la teneur en eau mais peut aussi être influencée par d'autres éléments polarisables constitutifs du sol tels que l'argile et la matière organique ; la porosité intervient également. Aussi, le constructeur donne une équation de calibration *période d'oscillation / teneur en eau*, déterminée sur un sol standard mais cette équation doit être recalculée pour le sol étudié, si l'on souhaite avoir une bonne précision en valeur absolue sur la détermination de la teneur en eau. Des protocoles permettant une calibration rapide ont été proposés dans la littérature (Quinones and Ruelle, 2001). Le protocole suivi est présenté dans l'annexe 4. Les résultats sont illustrés dans la Figure II.28.

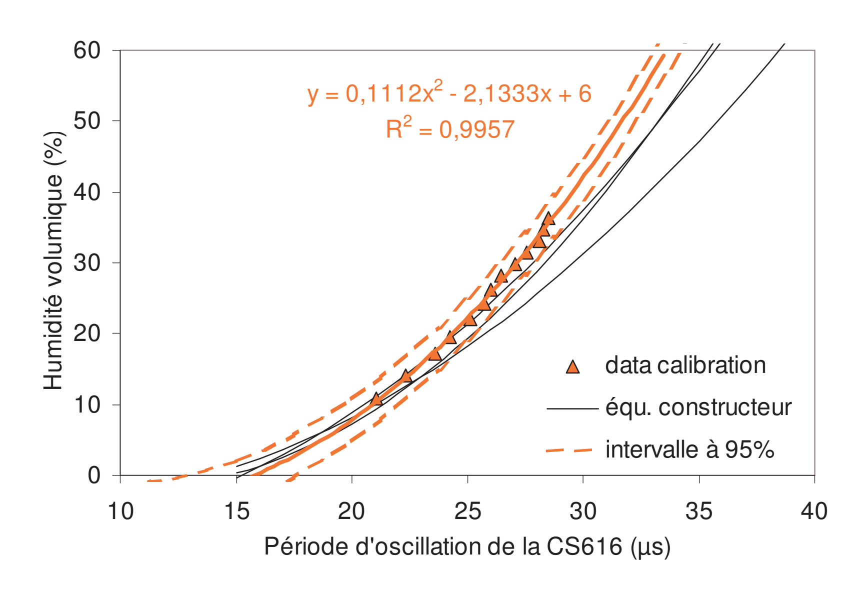


Figure II.28 : Résultat de calibration des sondes humidimétriques CS616.

On constate que les points mesurés s'écartent des courbes type proposées par le constructeur dans les fortes valeurs de teneur en eau. Une loi quadratique spécifique a donc été ajustée sur les points expérimentaux (cf équation sur le graphique). Sont également représentées les limites hautes et basses de l'intervalle de confiance à 95 %. Les détails du calcul d'incertitude figurent dans l'annexe 2. On montre que l'incertitude absolue élargie sur la mesure de teneur volumique en eau est de 3,0 % de Teneur Volumique en Eau (TVE) au niveau de confiance de 95 %. On note que les paramètres spécifiques au milieu peuvent induire des écarts sensibles dans la réponse du capteur. Celui-ci sera donc sensible aux hétérogénéités, notamment aux hétérogénéités structurales (impact du volume de vide sur le signal). Une autre source d'incertitude potentielle est le parallélisme des guides d'onde (Campbell-Scientific, 2002). Si ceux-ci sont déviés par des cailloux lors de l'insertion, le signal est directement affecté. Or l'expérience montre que les broches sont relativement souples et qu'elles dévient fréquemment. Mais cet impact n'a pas pu être quantifié.

Le capteur mesurant entre 0 et –15 cm a été inséré à 45° depuis la surface du sol. Les capteurs installés à –25 cm et –40 cm ont été installés horizontalement, depuis la tranchée ouverte à coté de la placette.

e/ Piézométrie

Les piézomètres ont été réalisés à l'aide de tuyaux de hauteur 4 m. Toutefois, sur trois des quatre profils, la présence de cailloux (et l'outil utilisé : la tarière manuelle) n'a pas permis d'enfoncer le tube intégralement, limitant ainsi la zone de mesure.

Les tubes sont en PVC d'assainissement et de diamètre 63 mm. Les tuyaux sont crépinés à leur base, sur un mètre de haut. Des fentes de 1 mm ont été réalisées à la scie à métaux et complétées par un géotextile pour empêcher le colmatage du piézomètre. Le trou de mise en place est rempli avec du sable au niveau de la zone crépinée, avec du sol remanié au-dessus et un bouchon de bentonite est réalisé en surface pour éviter les courts-circuits hydrauliques dans le matériau de comblement.

Le niveau de la surface libre est mesuré manuellement, à l'aide d'un mètre gradué monté sur un flotteur. L'incertitude globale associée à la mesure a été calculée par les formules de composition des incertitudes du guide (ISO, 1993) : l'incertitude absolue élargie sur la mesure de la piézométrie dans le référentiel d'altitude local est estimé à ±3 cm au niveau de confiance de 95 % (cf annexe 2).

1.1.3.5. Le système d'acquisition des données

Quasiment tous les systèmes de mesure présentés précédemment sont automatisés dans le but de suivre des événements naturels pouvant se produire à tout moment. Seuls les

lysimètres, les piézomètres et les tensiomètres à mercure ne le sont pas. Tous les capteurs automatiques sont reliés à un automate programmable Campbell® CR10X, selon le schéma de branchement décrit dans l'annexe 5. On explicite ici le fonctionnement du programme exécuté par l'automate (disponible sur simple demande).

Gestion de l'alimentation des capteurs

Une gestion de l'alimentation des débitmètres « bulle à bulle » est nécessaire car ceux-ci doivent être alimentés en continu pendant la période de mesure mais ne peuvent l'être en permanence pour une raison d'usure des pièces mécaniques. En effet, la mise sous pression de la liaison pneumatique présente une inertie de plusieurs dizaines de secondes. L'alimentation doit donc être maintenue si on souhaite faire une mesure avec une cadence similaire. Pour cela, l'alimentation est pilotée de façon à démarrer les compresseurs d'air uniquement en cas de pluie : leur alimentation est initiée par l'enregistrement d'un basculement d'auget par le pluviomètre et se poursuit pendant 30 minutes après le dernier basculement.

Fréquence de scrutation des capteurs

La fréquence de scrutation est fixe. Deux fréquences de scrutation sont utilisées dans le programme. Tous les capteurs sont scrutés en routine au pas de 1 minute. En ce qui concerne les débitmètres, la fréquence de scrutation descend à 20 secondes lorsque le débit est supérieur à 0,5 L/s. Seul le pluviomètre n'est pas soumis à une fréquence de scrutation fixe : chaque basculement est horodaté au centième de seconde près.

Gestion de la sauvegarde des données mesurées

La gestion de la fréquence de sauvegarde permet de prévenir une saturation de la mémoire de l'automate (limitée à 62000 octet), tout en autorisant une caractérisation fine de phénomènes fugaces grâce à une fréquence de scrutation élevée. Ceci est particulièrement intéressant lorsqu'on s'intéresse à des écoulements temporaires et que de nombreux paramètres sont mesurés simultanément. En ce qui concerne les débits, la sauvegarde est conditionnée par une valeur minimale de 0,01 L/s dans l'un ou l'autre des canaux venturis. Ceci permet d'éviter de sauvegarder les valeurs nulles générées par les capteurs bulle à bulle lorsqu'il pleut et qu'il n'y a pas de ruissellement. La sauvegarde des mesures d'humidité et de potentiel matriciel se fait en routine au pas bi-horaire pour suivre les phénomènes lents tels que l'évaporation ou la réhumectation suivant une pluie. Elle passe à un pas de 1 minute lorsqu'un écoulement est détecté en entrée du dispositif pour caractériser la vitesse de propagation des flux en surface et subsurface qui sont des phénomènes très rapides. Le pas redevient bi-horaire une heure après la fin de l'événement. La sauvegrarde des mesures Watermark se fait au pas 24 heures en routine et au pas 1 min pendant la pluie, tant que le capteur le plus en aval reste sec.

Pilotage des échantillonneurs

Les échantillonneurs sont asservis à la mesure de débit de sorte à échantillonner selon un pas de volume fixe et à garantir ainsi une certaine représentativité (par opposition à un

pilotage par dépassement d'un débit seuil et pas de temps fixe). En entrée, le pas de prélèvement est 180 Litres soit 7,5 mm sur la surface de la placette. En sortie, le pas de prélèvement est 120 Litres soit 5 mm.

Pilotage du modem

Un modem permet la télégestion du dispositif via le réseau de téléphonie mobile. Ceci donne la possibilité de consulter les données sauvegardées et de modifier les paramètres du programme exécuté à distance, sans déplacement sur le site. Cette télégestion permet notamment de savoir lorsqu'un événement a eu lieu et lorsque des prélèvements ont été effectués. Ils peuvent alors être récupérés dans un délai de 24 heures. Ceci permet aussi de limiter le risque de perte de données par saturation de la mémoire de l'automate car une consultation fréquente est possible à moindre coût.

1.1.4. Analyse critique du dispositif expérimental

Certains systèmes de mesure installés n'ont pas donné satisfaction au regard des objectifs visés ou se sont avérés peu fiables. Nous décrivons ici les problèmes rencontrés dans un but de capitalisation d'expérience, à l'intention des expérimentateurs futurs.

1.1.4.1. Le système tensiométrique à capteur déporté

Ce système a arrêté de fonctionner quelques mois après son installation, suite à la défaillance de 5 capteurs de pression sur 12 et au décrochage de toutes les bougies pendant l'été 2004, décrochage qui n'a pu être corrigé malgré le remplissage des cannes à l'automne. Il est probable que la remise en eau des cannes n'ait pas suffi à re-saturer les bougies c'est à dire à chasser l'air présent dans la céramique et donc à rétablir le contact hydraulique entre l'eau du sol et le capteur. Or ce type d'installation n'autorise pas d'intervention sur les cannes après le rebouchage de la tranchée de mise en place, contrairement à des cannes rigides installées verticalement que l'on peut retirer du sol pour une re-saturation de la bougie au laboratoire. Par ailleurs, le système de canne mixte associant du tube souple et rigide fourni par la société SDEC France a montré des défaillances notoires : le tuyau flexible est trop souple et se pince sous l'effet de la dépression. De plus, son diamètre est trop petit pour permettre la remontée des bulles d'air issues du dégazage de la colonne d'eau. Ainsi, ce système original et a priori intéressant s'est avéré finalement peu adapté à une utilisation au champ.

1.1.4.2. Caractérisation de la propagation du ruissellement de surface

L'utilisation des capteurs tensiométriques Watermark® pour caractériser la vitesse de propagation du ruissellement de surface s'est avérée inadaptée au suivi des événements naturels. En effet, les capteurs situés à la surface du sol étaient « aveuglés » (saturés) par la pluie bien avant l'arrivée du ruissellement et n'étaient donc pas en mesure d'enregistrer celui-ci. Le système a en revanche bien fonctionné lors des simulations de ruissellement, réalisées sans pluie.

1.1.4.3. Les lysimètres à mèche

La capacité des bidons utilisés dans les lysimètres à mèche est insuffisante pour la surface des collecteurs utilisés, de sorte qu'ils ont débordé lors des événements importants. Ceci rappelle l'importance du dimensionnement de tels dispositifs. En l'occurrence, nous ne disposions pas des mesures de perméabilité du sol, qui avait été largement sous-estimée.

La conductivité hydraulique apparente des lysimètres s'est avérée nettement inférieure à la valeur théorique calculée à partir de la conductivité spécifique donnée par la littérature pour les mèches choisies. En effet, la valeur apparente constatée est de 380 cm/h (cf chapitre III), ce qui est très inférieur à la valeur nominale déterminée dans la littérature (1268 cm/h) et à la valeur nominale déterminée par nos soins en laboratoire (1900 cm/h). L'écart entre ces valeurs et la valeur constatée in-situ est difficile à justifier. Il est probablement dû à des pertes de charges excessives dans le système.

1.2. Utilisation du dispositif expérimental in-situ

Nous présentons ici le protocole des différentes expériences qui ont été menées sur le site expérimental.

1.2.1. Infiltration-percolation à l'échelle locale

Les expériences consistent à appliquer une charge sur une surface circulaire de 40 cm de diamètre extérieur, à l'aplomb des lysimètres situés à 50 cm de profondeur (cf Figure II.29). La source a une surface équivalente aux collecteurs lysimétriques, ce qui permet de supposer que ceux-ci sont soumis à une percolation uniforme sur toute leur surface. La charge est maintenue constante jusqu'à obtention d'un régime permanent à 50 cm de profondeur. La solution injectée contient un traceur conservatif, du chlorure de potassium, à 200 mg/L de Cl^-. La concentration a été choisie de sorte à être nettement supérieure à la teneur initiale du milieu, de l'ordre de 10 à 20 mg/L. L'expérience est répétée sur les huit profils équipés de lysimètres.

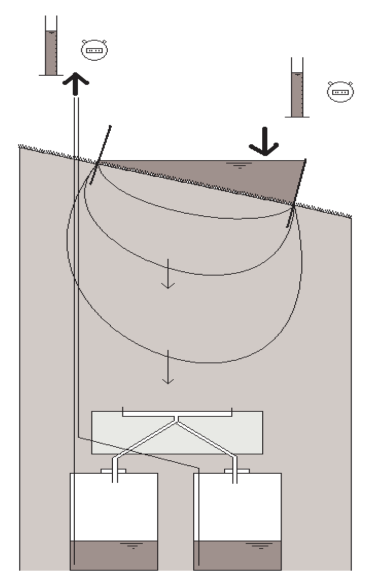


Figure II.29 : Schéma de principe des expériences d'infiltration-percolation réalisées sur les lysimètres.

On utilise un double anneau type infiltromètre Müntz, enfoncé de 5 cm dans le sol parallèlement à la pente. La mesure du flux infiltré se fait à l'aide de deux réservoirs gradués alimentant séparément l'anneau interne et l'anneau externe, de capacités respectives 33 L et 64 L (cf Figure II.31). La charge est maintenue constante visuellement par un opérateur, en régulant le débit d'alimentation des deux anneaux à l'aide de vannes.

Le flux d'eau percolé à 50 cm est quantifié en « continu », en vidant les bidons enterrés à intervalles de temps réguliers. On utilise pour cela des pompes volumétriques à galet Masterflex®, permettant de pomper simultanément dans les deux réservoirs. La concentration du traceur dans la solution injectée et dans les flux recueillis à 50 cm est déterminée indirectement via la conductivité électrique de la solution. En effet, la conductivité électrique d'une solution est de façon générale corrélée à la force ionique. Dans notre cas, la concentration d'ions Chlorures injectée est telle que la conductivité est entièrement déterminée par celle-ci, comme le montre la Figure II.30. La corrélation illustrée a été déterminée par dosage des ions Cl^- sur des échantillons prélevés dans les lysimètres au cours de ces expériences. Le coefficient de détermination obtenu (96,6 %) montre que la relation *Conductivité=f[Cl-]* peut être correctement décrite par une équation linéaire. L'équation utilisée est dans la Figure II.30. Le conductimètre utilisé est un appareil portable WTW® LF330, donnant une mesure corrigée en température.

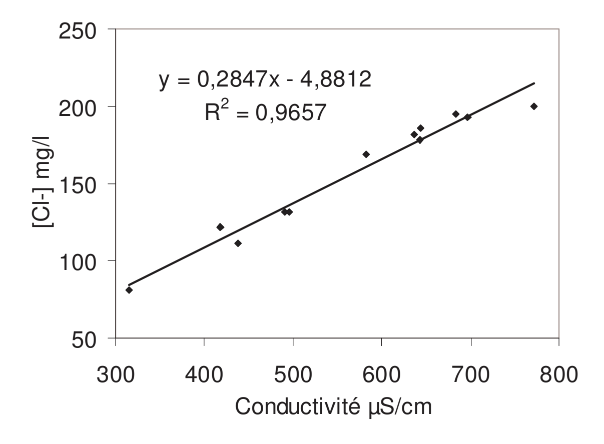


Figure II.30 : Relation entre la concentration en ions Cl- et la conductivité électrique de la solution.

1.2.2. Ruissellement-infiltration-percolation sur l'ensemble de la placette

1.2.2.1. Protocole de suivi des événements naturels

La télégestion du dispositif permet de collecter régulièrement les données et d'être informé lorsque des échantillons ont été prélevés. Ceux-ci sont alors récupérés dans un délai de 24 à 72 heures, puis congelés jusqu'à analyse.

Les lysimètres sont vidés après chaque période pluvieuse, même en l'absence de ruissellement, de façon à garantir la représentativité des échantillons collectés.

Les échantillons collectés par les échantillonneurs automatiques à l'entrée et à l'exutoire de la placette représentent des mesures quasi-instantanées.

1.2.2.2. Protocole de la simulation de ruissellement

L'eau injectée en amont du système expérimental est pompée dans la rivière toute proche puis dopée au moyen de trois cuves de 600 Litres. Une pompe électrique d'assainissement, de débit maximal 4,4 L/s sous charge faible est immergée dans la rivière et sert à remplir les cuves. Une autre pompe identique est immergée dans les cuves pour remonter l'eau en amont du dispositif expérimental. Le débit de vidange avoisine les 2,3 L/s du fait de la charge de relèvement. Au total, trois séries de trois cuves ont été injectées. Afin d'optimiser l'homogénéité de la solution injectée, chaque cuve est préparée par dilution d'une dose concentrée de 1 Litre contenant du Bromure et de trois doses de 1 Litre contenant du Diuron, ces doses ayant été préalablement préparées au laboratoire. Seule la 2ème série (2ème tiers) a été préparée différemment par manque de doses concentrées en Diuron : pendant cette série, le Diuron est injecté dans les cuves à l'aide d'une micropipette. Le volume de dilution est supposé constant, toujours égal à la capacité des cuves (600 Litres). Deux échantillons sont prélevés dans chaque cuve, en début et fin de vidange, afin de contrôler la concentration injectée.

1.3. Dispositifs et protocoles de caractérisation des propriétés du milieu

1.3.1. Propriétés hydrodynamiques

1.3.1.1. Mesure de la teneur en eau à saturation et de la porosité totale

Des mesures de teneur en eau à saturation et de porosité totale du sol de la placette expérimentale enherbée ont été effectuées par l'INRA de Montpellier en avril 2005, sur des échantillons de sol provenant de trois horizons : 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm. Les échantillons sont des cylindres de sol non remanié, de 7 cm de haut et de 15 cm de diamètre. Ils ont été prélevés de façon à conserver la structure du sol, par battage d'une bague métallique coupante de mêmes dimensions dans le sol originel. La mesure a été répétée trois fois dans chaque horizon. Les répétitions ont été réparties spatialement, de part et d'autre de la placette expérimentale, de sorte à garantir la représentativité de l'échantillonnage. Des mesures de porosité totale ont également été réalisées par l'INRA d'Orléans en décembre 2003 sur des échantillons de mêmes dimensions et prélevés de façon similaire, sur les horizons 30-40 cm, 50-60 cm et 70-75 cm, avec deux répétitions pour chaque horizon.

La teneur en eau à saturation est déterminée par gravimétrie, par différence entre une « pesée humide » faite après une mise à saturation de l'échantillon et une « pesée sèche » faite après séchage complet du même échantillon. La mise à saturation est faite par immersion

quasi totale de l'échantillon (6 cm de hauteur d'eau pour des échantillons de 7 cm) pendant 24 heures, puis égouttage pendant 1 minute. Le temps d'égouttage est court de sorte à conserver d'éventuels macropores en charge. Le séchage complet est obtenu en laissant l'eau évaporer pendant 72 heures dans une étuve à 105° C.

La porosité totale est estimée à partir de la seule pesée sèche, en faisant une hypothèse sur la densité de la matrice solide. Celle-ci est en général estimée à 2,65 kg.L^{-1}.

1.3.1.2. Détermination de la courbe de rétention hydrique par la méthode de Wind (1968)

Ces mesures ont été réalisées par l'INRA d'Orléans en décembre 2003. Nous avons ainsi caractérisé les horizons 30-40 cm, 50-60 cm et 70-75 cm, avec deux répétitions pour chaque horizon. Cette méthode consiste à laisser évaporer par sa face supérieure un cylindre de sol initialement saturé, non remanié, de 7 cm de hauteur et 15 cm de diamètre. Le profil de potentiel matriciel est mesuré à l'aide de six micro-tensiomètres distribués sur la hauteur du cylindre. Seule la teneur en eau moyenne du cylindre est mesurée, par pesée. Le profil de teneur en eau correspondant est reconstitué par le calcul en se basant sur la forme du profil de potentiel mesuré. On dispose ainsi simultanément de six valeurs pour le couple h-θ ainsi que de son évolution au cours du dessèchement de l'échantillon. L'expérience s'arrête lorsque le potentiel de pression est tel que les tensiomètres décrochent (autour de –800 cm). La durée correspondante dépend de la nature du sol : une dizaine de jours dans le cas du sol étudié. Au total, on dispose d'un nuage de points h-θ assez conséquent sur lequel est ajusté le modèle de *van Genuchten* (1980) décrivant la courbe $h(\theta)$ (présenté dans la partie III.2.1). On note que les paramètres de teneur en eau à saturation ou de teneur en eau résiduelle ne sont pas mesurés directement mais bien ajustés mathématiquement pour reproduire la forme d'ensemble de la courbe $h(\theta)$.

1.3.1.3. Mesure de la perméabilité à saturation in-situ

Des mesures d'infiltration sous charge de type Müntz ont été réalisées in-situ, en surface et à 3 profondeurs différentes (–15 cm, -25 cm, -40 cm), durant le mois de janvier 2005. Elles nous ont permis d'estimer des valeurs de conductivité hydraulique à saturation. Le double anneau utilisé (cf Figure II.31) a un anneau interne de diamètre 20 cm et un anneau externe de diamètre 40 cm. Les expériences sont réalisées avec une charge constante de 3 cm, sauf les mesures de surface pour lesquelles la charge n'est pas homogène sur toute la surface du double anneau du fait de la pente du terrain (de 0 à 10 cm d'une extrémité à l'autre du diamètre externe et de 2 à 6 cm dans l'anneau interne), comme illustré sur la Figure II.29. La mesure se fait dans l'anneau interne, l'anneau externe ayant pour seul but de limiter les effets de bord. La charge est maintenue constante manuellement, par régulation du débit d'alimentation du système. L'expérience est maintenue jusqu'à obtention d'un régime d'infiltration permanent, pour lequel on peut supposer un gradient de charge voisin de l'unité

au niveau de la surface caractérisée (le front d'humectation est alors suffisamment profond pour supposer le gradient de potentiel matriciel négligeable au niveau de cette surface). La vitesse d'infiltration mesurée peut alors être assimilée à la conductivité hydraulique à saturation du milieu.



Figure II.31 : Photographie du système d'infiltrométrie Müntz.

Au total, nous disposons de 8 répétitions en surface, sept répétitions à -15 cm, cinq répétitions à -25 cm et cinq répétitions à -40 cm, réparties sur deux profils complets (de la surface à -40 cm) et trois profils quasi-complets (sans point de surface), le reste étant des points isolés.

1.3.1.4. Mesures de la perméabilité au voisinage de la saturation in-situ

Des mesures d'infiltration sous succion ont été réalisées avec un infiltromètre à disque *SDEC SW080B*®. Ce système permet d'obtenir des couples *K-h* (conductivité hydraulique-potentiel matriciel) sur une gamme allant de –15 cm de potentiel matriciel à la saturation. Le disque utilisé a un diamètre de 20 cm. Deux campagnes de mesure ont été menées, respectivement en avril 2004 et novembre 2004, sur deux zones distinctes situées de part et d'autre de la placette instrumentée. L'objectif de cette répétition était d'augmenter le nombre de mesures afin de réduire l'incertitude liée aux résultats et de caractériser une éventuelle évolution saisonnière de la porosité, en lien avec le cycle végétal et l'activité de la macrofaune. Lors de chaque campagne, trois horizons ont été caractérisés (10-15 cm, 15-30 cm, 40-50 cm) et trois répétitions spatiales ont été faites sur chaque horizon, distantes l'une de l'autre approximativement de 50 cm. L'horizon 10-15 cm est l'horizon le plus proche de la surface permettant d'obtenir un contact correct entre le disque et le sol sans avoir à introduire une couche de sable trop épaisse entre les deux (1-2 mm). Le mat racinaire (0-10 cm) n'a pas

été caractérisé par cette méthode pour cette raison, et a fortiori la surface du sol qui outre sa pente, présente une microtopographie d'amplitude de plusieurs centimètres.



Figure II.32 : Photographie de deux infiltromètres à disque.

Les mesures ont été faites suivant la méthode multi-potentiel présentée par *Coquet et al.* (2000) et détaillée dans l'annexe 6 : on mesure la vitesse d'infiltration en régime permanent à l'aide d'un disque unique mais à différentes valeurs de potentiel (–12 cm, -6 cm, -3 cm, -1 cm et 0).

1.3.1.5. Caractérisation de la perméabilité en régime non saturé par la méthode de Wind (1968)

Simultanément à l'ajustement du modèle de *van Genuchten* (1980) décrivant la courbe $h(\theta)$, l'algorithme de *Wind* (1968) permet d'ajuster le modèle de *Mualem* (1976) décrivant la courbe *K(h)*. L'algorithme utilise le flux évaporé en surface estimé à partir de l'évolution du poids du cylindre et les gradients de potentiels mesurés dans les différentes couches par les micro-tensiomètres. On note que la conductivité à saturation n'est pas mesurée directement mais ajustée mathématiquement pour reproduire la forme d'ensemble de la courbe *K(h)*. De plus, les premiers points observés du nuage *K-h* correspondent à des potentiel de –50 cm donc la représentativité de l'ajustement obtenu au voisinage de la saturation est certainement faible.

1.3.1.6. Complémentarité des différents protocoles

La complémentarité des différents protocoles utilisés est illustrée par le Tableau II.5. Les tailles de pore sont calculées par la loi de Jurin simplifiée h=0,15/r, où h est le potentiel matriciel (cm) et r le rayon du pore (cm) (Kutilek and Nielsen, 1994).

Tableau II.5 : Complémentarité des différentes méthodes de caractérisation hydrodynamique mises en œuvre.

Méthode	Potentiel matriciel (cm)	Diamètre de pore max. sollicité (mm)	Propriété caractérisée
Rétention à saturation	0	>3	*Thêta sat*
Evaporation WIND	[-50 ; -1000]	<0,06	*K(h) - Thêta(h)*
Infiltrométrie Müntz	0	>3	*Ksat*
Infiltrométrie TRIMS	[-1 ; -12]	0,2-3	*K(h)*

Ces différentes méthodes permettent d'accéder à des tailles de pore différentes. On s'est notamment intéressé à la fraction grossière de la porosité, intervenant à saturation ou à proximité de celle-ci, dans la mesure où elle contribue fortement à la capacité d'infiltration d'une bande enherbée, mais aussi au risque de transport profond des pesticides en solution.

1.3.2. Propriétés d'adsorption du Diuron

Ces travaux ont été réalisés par le personnel du laboratoire d'analyse des micropolluants du Cemagref de Lyon et par un étudiant de l'unité Environnement et Grandes cultures de l'INRA de Paris-Grignon.

Toutes les analyses de sol (y compris la granulométrie et l'analyse des paramètres chimiques) ont été effectuées sur les mêmes échantillons « source ». Ces échantillons « source » ont été composés par mélange à partir d'échantillons de sol prélevés dans quatre profils, situés à proximité des quatre angles de la placette pour le sol enherbé et dans la partie basse de la vigne pour le sol de vigne. Les végétaux ont été prélevés au même moment c'est à dire au mois de mai.

1.3.2.1. Objectifs spécifiques

L'isotherme a été établie sur le sol de la parcelle enherbée et sur celui de la parcelle de vigne de façon à disposer de valeurs de références, pour quantifier l'effet de l'enherbement sur les propriétés du milieu, sur l'exemple de travaux de la littérature (Benoit et al., 1999; Madrigal et al., 2002).

Différents horizons ont été distingués dans le profil de sol afin d'étudier la corrélation entre la densité du chevelu racinaire, qui induit une quantité de matières organiques diminuant avec la profondeur, et la capacité d'adsorption : [0-5 cm], [5-20 cm], [20-50 cm] et [50-100 cm]. Ces horizons ont été définis après observation du profil. Par comparaison avec des travaux analogues (Benoit et al., 1999; Madrigal et al., 2002), l'échantillonnage réalisé propose, de façon originale, de caractériser l'horizon [50-100 cm] sous-jacent de la zone racinaire. Ce choix s'explique par la volonté de prévoir la propagation en profondeur des pesticides à partir des concentrations en solution mesurées à -50 cm. Un compartiment

« végétal » correspondant aux végétaux présents à la surface de la bande enherbée a également été caractérisé.

Les concentrations de dopage utilisées sont représentatives de niveaux de concentration classiquement mesurés dans le ruissellement issu de parcelles cultivées et traitées chimiquement : 5 µg/L, 20 µg/L, 100 µg/L et 500 µg/L. Elles sont en outre cohérentes avec les travaux analogues de la littérature (Benoit et al., 1999; Madrigal et al., 2002; Margoum, 2003). Les cinétiques sont déterminées à 20 µg/L, par cohérence avec les travaux de Margoum (2003b).

Les temps de contact choisis dans l'étude cinétique sont représentatifs des temps caractéristiques des systèmes et processus étudiés : 2 min, 5 min, 15 min, 1 h, 6 h, 15h et 24 h. En effet, on estime que le temps de séjour du ruissellement de surface dans une bande enherbée d'une dizaine de mètres n'excède pas quelques minutes. On estime de même que dans un sol enherbé de texture grossière ou en présence de macropores, il est probable que le temps de séjour dans la zone racinaire, des flux infiltrés en surface, ne dépasse pas une heure. De telles valeurs, réalisées pour des temps de contact inférieur à 10 min, représentent un apport réellement original à la littérature existante.

Le rapport massique sol/eau utilisé (1/2) a lui aussi été choisi aussi représentatif que possible, c'est-à-dire aussi grand que le permet la technique « batch ».

1.3.2.2. Détermination des isothermes d'adsorption

Les horizons caractérisés sont les suivants :

- sol enherbé horizon 0-5 cm
- sol enherbé horizon 5-20 cm
- sol enherbé horizon 20-50 cm
- sol enherbé horizon 50-100 cm
- végétaux de surface (correspond à la partie aérienne et chlorophyllienne du couvert végétal ; ne contient pas de racines ou de tiges).
- sol de vigne horizon 0-20
- sol de vigne horizon 20-50

Les isothermes sont déterminées sur la base de quatre concentrations de dopage représentatives : 5 µg/L, 20 µg/L, 100 µg/L et 500 µg/L.

Les points à 5, 20 et 100 µg/L ont été réalisés par le Cemagref de Lyon de la façon suivante. Des prises d'essai équivalentes à 75 g de sol sec (12 g pour les végétaux), tamisées à 2 mm, sont mises en contact avec la solution de dopage pendant 24 heures, à température ambiante (20-25°C) et sous agitation orbitale à faible vitesse de rotation (50 révolutions/min) et avec un ratio massique sol/eau de ½ (1/12 pour les végétaux). Le rapport sol/eau et le mode d'agitation ont été choisis de façon à maximiser la représentativité des mesures (Margoum, 2003). Le rapport massique utilisé pour les végétaux correspond au ratio maximal réalisable pratiquement avec ce type de matériau. Chaque mesure est répétée une fois. La concentration

de la phase liquide est déterminée après extraction liquide-liquide au dichlorométhane, par chromatographie en phase liquide. Un dopage au Linuron permet de tenir compte du rendement d'extraction. Des blancs témoins (solution de pesticide sans substrat) et des blancs matrices (substrat et eau sans pesticide) ont été réalisés pour éviter un biais éventuel. Le détail du protocole figure dans l'annexe 7.

Le point à 500 µg/L a été réalisé à l'INRA de Paris-Grignon (Leclerc, 2004) de la façon suivante : la prise d'essai est de 5 g de sol sec et est tamisée à 4 mm. Le ratio sol/eau est de ½ et l'agitation se fait par retournement dans un agitateur rotatif. La solution de dopage contient du Diuron marqué (C14-Diuron). La quantité de Diuron radioactif en solution après la période de contact est déterminée après concentration sur cartouche SPE, par scintillation en phase liquide. Chaque mesure est répétée deux fois (3 répétitions au total). Le détail du protocole figure dans l'annexe 7.

La concentration en Diuron sur la phase solide n'est pas mesurée mais estimée par la méthode des restes :

(II.4)
$$C_s = \frac{(C_0 - C_l)\times V}{M}$$

où C_s est la concentration en phase solide [MM^{-1}], C_0 la concentration de dopage [ML^{-3}], C_l la concentration mesurée de la phase liquide [ML^{-3}], V le volume de dopage [L^3] et M la masse de l'échantillon de sol [M].

Le coefficient de partage sol-eau à 24 heures est calculé comme suit :

(II.5)
$$K_D = \frac{C_s}{C_l - C_b}$$

où K_D est le coefficient de partage à 24 heures [$M^{-1}L^3$], C_s la concentration estimée en phase solide à 24 heures [MM^{-1}] et C_b la concentration du blanc matrice [ML^{-3}].

1.3.2.3. Détermination des cinétiques d'adsorption

Etant donné le nombre d'analyses nécessaire pour l'établissement d'une cinétique, nous avons choisi de nous intéresser uniquement au sol de la parcelle enherbée et aux horizons superficiels. Les horizons caractérisés sont les suivants :

- sol enherbé horizon 0-5 cm
- sol enherbé horizon 5-20 cm
- sol enherbé horizon 20-50 cm

Les cinétiques sont déterminées pour une concentration de dopage unique de 20 µg/L et pour des temps de contact de 2 min., 5 min., 15 min., 1 h, 6 h, 15 h et 24 h. Ce travail a été réalisé au laboratoire d'analyse des micropolluants du Cemagref de Lyon, suivant un protocole identique à celui des isothermes (ratio sol/eau de ½, agitation orbitale douce à

50 rev.min), excepté la masse de la prise d'essai qui est de 50 g et le protocole d'extraction qui est ici réalisée sur phase solide pour être automatisée (cartouches SPE). Le détail du protocole figure dans l'annexe 7.

Des coefficients de partage sont déterminés à l'aide des mêmes équations (II.4) et (II.5), mais pour des temps de contacts compris entre 2 min et 24 heures.

2. Outils de modélisation

Nous avons utilisé le logiciel HYDRUS 2D (version 2.05) qui est un outil de simulation bidimensionnel d'écoulements d'eau, de transport multi-solutés et de chaleur, en milieu poreux variablement saturé (Simunek et al., 1999). Il utilise le code HYDRUS2 (adaptation du code CHAIN_2D à une interface graphique) basé sur les éléments finis en deux dimensions. Le logiciel inclut le générateur de maillage en éléments finis non structurés MESHGEN-2D (version 2.0). Le logiciel fonctionne dans un environnement Microsoft Windows, avec une interface interactive pour la saisie des paramètres de simulation et la présentation des résultats.

Nous avons également utilisé un outil de simulation couplant le code HYDRUS2 à un code simulant la propagation de l'eau par ruissellement de surface (Simunek, 2002). Cet outil, non diffusé, a été mis à notre disposition par l'auteur Jirka Simunek (USDA, Riverside).

Nous présentons ci-dessous les fondements théoriques de ces deux outils.

2.1. Représentation des flux d'eau en surface et subsurface

2.1.1. Représentation des propriétés hydrodynamiques du sol

La description d'un milieu non saturé nécessite la connaissance des trois variables d'état : la teneur en eau θ [$L^3.L^{-3}$], le potentiel de pression *h* [L] et la conductivité hydraulique *K* [$L.T^{-1}$]. Ces trois variables sont liées par des relations dites d'état $h(\theta)$ et $K(\theta)$ ou $K(h)$, fortement non linéaires.

Différentes formulations mathématiques sont proposées pour décrire les relations d'état $h(\theta)$ et $K(h)$, décrivant respectivement les propriétés de rétention hydrique et de conductivité hydraulique. Les formules de *van Genuchten (1980)* et *Vogel and Cislerova (1988)* sont les plus fréquemment rencontrées. Les équations de *van Genuchten (1980)* sont de loin les plus utilisées. Le modèle de *Vogel and Cislerova (1988)* est très proche du modèle de *van Genuchten (1980)*. Il utilise les mêmes équations, auxquelles ont été ajoutés des paramètres supplémentaires pour augmenter leur flexibilité, notamment au voisinage de la saturation. C'est ce modèle que nous utilisons car il permet d'une part un meilleur ajustement sur des points expérimentaux, et d'autre part de réaliser une analyse de sensibilité ou un ajustement de la conductivité hydraulique (ou de la rétention hydrique) à proximité de la saturation, sans perturber le reste de la courbe.

2.1.1.1. Propriétés de rétention hydrique

Le modèle utilisé permet d'utiliser les modèles de *Brooks and Corey* (1964), de *van Genuchten (1980)* et de *Vogel and Cislerova (1988)*. C'est ce dernier qui a été utilisé. Dans la mesure où il repose sur les équations de *van Genuchten* sur une grande plage de potentiel, nous présentons successivement ces deux modèles.

Le modèle de van Genuchten (1980),

Il est décrit par l'équation (II.6) et illustré par la Figure II.33 :

(II.6)

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \dfrac{\theta_s - \theta_r}{\left[1+|\alpha h|^n\right]^m} & h < h_s \\ \theta_s & h \geq h_s \end{cases}$$

$$avec \quad m = 1 - \frac{1}{n} \quad et \quad n > 1$$

où θ_s [$L^3.L^{-3}$] est la teneur en eau à saturation, θ_r [$L^3.L^{-3}$] la teneur en eau résiduelle, α [L^{-1}] et *n* [-] deux coefficients empiriques représentant respectivement l'inverse d'une pression d'entrée d'air et un indice de la distribution des tailles porales, h_s [L] la valeur d'entrée d'air ou hauteur d'ascension capillaire.

Le modèle de Vogel and Cislerova (1988),

Il est décrit par l'équation (II.7) et illustré par la Figure II.34 :

(II.7)

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \dfrac{\theta_m - \theta_a}{\left[1+|\alpha h|^n\right]^m} & h < h_s \\ \theta_s & h \geq h_s \end{cases}$$

où θ_m [$L^3.L^{-3}$] est un paramètre d'ajustement analogue à θ_s et θ_a [$L^3.L^{-3}$] un paramètre d'ajustement analogue à θ_r, les autres paramètres étant identiques à ceux de *van Genuchten*.

2.1.1.2. Propriétés de conductivité hydraulique

Les courbes de conductivité hydraulique *K(θ)* ou *K(h)* sont décrites par le modèle de (Mualem, 1976). C'est un modèle à base physique reposant sur l'assimilation des pores du sol à des capillaires cylindriques, sur une expression de vitesse porale issue de la mécanique des milieux continus et sur une distribution statistique des pores conducteurs basée sur la courbe de rétention du sol. L'équation de type intégral, complexe, donne les expressions suivantes lorsqu'elle est associée aux modèles de rétention présentés ci-dessus.

Le modèle de Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980),

Ce modèle est représenté par les équations (II.8) et (II.9) et illustré par la Figure II.33 :

(II.8) $$K(h) = K_s\, S_e^{\,l} \times \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m}\right)^m\right]^2$$

(II.9) $$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

S_e [-] est le taux de saturation et l [-] un facteur d'ajustement généralement pris égal à 0,5

Le modèle de Mualem-van Genuchten modifié (Vogel and Cislerova, 1988),

Ce modèle est représenté par les équations (II.10) à (II.13) et illustré par la Figure II.34 :

(II.10) $$K(h) = \begin{cases} K_s\, K_r(h) & h \leq h_k \\ K_k + \dfrac{(h - h_k)}{(h_s - h_k)}(K_s - K_k) & h_k \leq h \leq h_s \\ K_s & h \geq h_s \end{cases}$$

(II.11) $$K_r(h) = \frac{K_k}{K_s}\left(\frac{S_e}{S_{ek}}\right)^l \left[\frac{\mathrm{F}(\theta_r) - \mathrm{F}(\theta\;)}{\mathrm{F}(\theta_r) - \mathrm{F}(\theta_k)}\right]^2$$

(II.12) $$\mathrm{F}(\theta) = \left[1 - \left(\frac{\theta - \theta_a}{\theta_m - \theta_a}\right)^{1/m}\right]^m$$

(II.13) $$S_{ek} = \frac{\theta_k - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

où S_e [-] est le taux de saturation, K_s [LT^{-1}] la conductivité hydraulique à saturation, K_k [LT^{-1}] un paramètre d'ajustement analogue à K_s, h_k [L] un paramètre d'ajustement analogue à h_s.

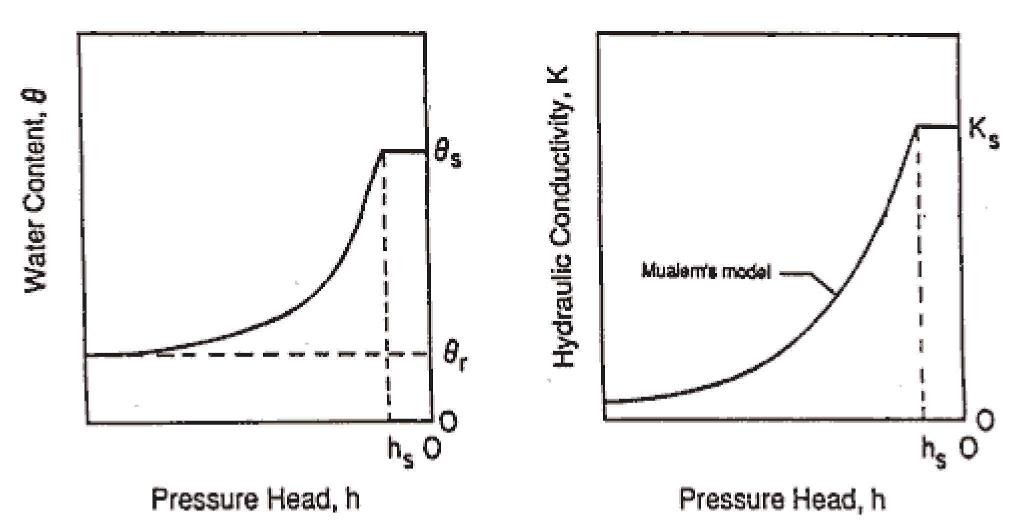


Figure II.33 : Description du modèle de Mualem-van Genuchten (d'après une figure de Simunek (1999)).

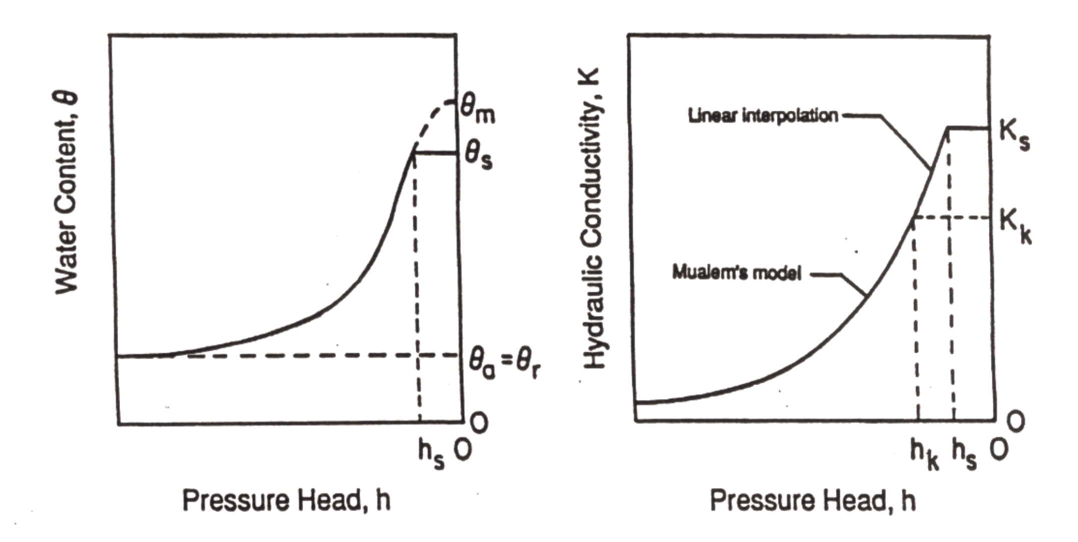


Figure II.34 : Description schématique du modèle de *Vogel and Cislerova* (Simunek et al., 1999).

2.1.1.3. Particularités du modèle de Vogel and Cislerova

L'intérêt du modèle de *Vogel and Cislerova* (1988) vient des paramètres K_k et θ_k, n'affectant que la courbe *K(h)*. Ceux-ci permettent de distinguer une plage de potentiel [θ_s ; θ_k] au voisinage de la saturation du reste de la gamme [θ_k ; θ_r]. Seule la gamme [θ_k ; θ_r] est décrite par l'équation de *Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980)*, la plage [θ_s ; θ_k] étant décrite par une équation linéaire. Outre la souplesse d'ajustement, ceci fait qu'on peut modifier le paramètre K_s sans translater l'ensemble de la courbe *K(h)* comme c'est le cas avec le modèle de *Mualem-van Genuchten.*

L'intérêt du modèle de *Vogel and Cislerova* (1988) vient aussi du paramètre θ_m qui permet de distinguer dans la courbe $h(\theta)$, les zones [$h=0$; h_s] et [h_s ; $h=-\infty$]. Seule la gamme [h_s ; $h=-\infty$] est décrite par l'équation de *van Genuchten* (1980), la plage [$h=0$; h_s] étant décrite par une équation linéaire ($\theta(h)=\theta_s$).

On note cependant que le modèle de *Vogel and Cislerova* (1988) reste identique au modèle de *van Genuchten* (1980) sur la gamme [θ_k ; θ_r], qui représente la quasi-totalité de la courbe. Il reste donc assujetti aux mêmes contraintes, notamment celle d'utiliser un unique jeu de paramètres pour décrire les deux courbes *K(h)* et $\theta(h)$. Ceci représente une limite sérieuse à son utilisation.

2.1.2. Représentation des flux d'eau dans le sol

Le système d'équations résolu dans le modèle Hydrus2D s'appuie de façon classique sur la combinaison d'une relation de continuité (équation de conservation de la masse) et

d'une relation dynamique de processus (loi de *Darcy* [1856] généralisée), formant l'équation de diffusivité de *Richards* [1931]. Ce système d'équations est présenté ci-dessous.

En supposant l'eau incompressible et la matrice solide indéformable, l'équation de conservation de la masse s'écrit de la façon suivante :

(II.14)
$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\vec{\nabla}.\vec{q} - S$$

où S est un terme puits/source (extraction racinaire par exemple), θ [$L^3.L^{-3}$] la teneur en eau volumique, $\vec{q}$ [$L.T^{-1}$] le vecteur flux et t [T] le temps.

La loi de *Darcy* généralisée aux milieux non saturés peut s'écrire sous une forme dite en pression ou en teneur en eau, suivant que la conductivité est exprimée en fonction de la succion h[L] ou de la teneur en eau θ [L^3/L^3]. On rappelle par ailleurs qu'elle suppose l'écoulement laminaire (i.e. lent), isotherme et le milieu rigide.

(II.15)
$$\vec{q} = -\overline{\overline{K}}(h).\vec{\nabla}H \qquad \vec{q} = -\overline{\overline{K}}(\theta).\vec{\nabla}H$$

où $\overline{\overline{K}}$ [$L.T^{-1}$] est le tenseur de conductivité hydraulique en milieu non saturé, H [L] le potentiel total ($H = h(\theta) + z$), h [L] le potentiel de pression, négatif en non saturé et positif en saturé, et z [L] le potentiel gravitaire positif et croissant selon la verticale ascendante.

L'équation de diffusivité de *Richards* [1931], issue de la combinaison des équations (II.14) et (II.15), peut également s'écrire sous plusieurs formes suivant que la variable principale est h, θ, ou les deux. Le modèle Hydrus résout la forme mixte, qui permet d'avoir un bilan de masse satisfaisant tout en évitant les problèmes de discontinuité associés à la forme en θ *(Celia et al., 1990)*. Sous forme tensorielle, cette relation s'écrit de la façon suivante :

(II.16)
$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left[K \times \left(K_{ij}^A . \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A\right)\right]$$

(II.17)
$$K = K(h, x_i) = K_s(x_i) \times K_r(h, x_i)$$

où x_i *(i=1,2)* [L] sont les coordonnées spatiales, $K(h, x_i)$ [$L.T^{-1}$] la fonction conductivité hydraulique en milieu non saturé, K_s [$L.T^{-1}$] la conductivité à saturation, K_r [-] la conductivité relative et K^A [-] le tenseur d'anisotropie.

2.1.3. Représentation des flux d'eau à la surface du sol

L'écoulement de surface est représenté par une équation d'onde cinématique monodimensionnelle, combinaison de l'équation de conservation de la masse monodimensionnelle et d'une relation de processus, la loi de Manning Strickler.

La conservation de la masse s'écrit de la façon suivante :

(II.18)
$$\frac{dh}{dt}+\frac{dQ}{dx}=q(x,t)$$

où h est la hauteur d'eau [L], Q le débit par unité de largeur [$L^2.T^{-1}$], x l'abscisse orientée suivant la surface du sol [L] et $q(x,t)$ un terme local de recharge égal à la différence entre précipitation et infiltration [$L.T^{-1}$]

L'équation de Manning-Strickler s'écrit de la façon suivante :

(II.19)
$$Q=\frac{\sqrt{S}}{n}\cdot h^{\frac{5}{3}}$$

où S est la pente de la surface [-] et n le coefficient de rugosité de Manning [$T.L^{-1/3}$].

On note que les propriétés hydrauliques de la surface du sol sont représentées par un unique paramètre, constant dans le temps : la rugosité. Ce paramètre est défini au niveau de chaque nœud de la surface du sol. Il permet donc de décrire un milieu de rugosité non homogène dans la direction de l'écoulement.

La combinaison de ces deux équations donne l'équation d'onde cinématique suivante :

(II.20)
$$\frac{dh}{dt}+\frac{5}{3}\frac{\sqrt{S}}{n}\cdot h^{\frac{2}{3}}\cdot\frac{dh}{dx}=q(x,t)$$

2.2. Représentation des flux de soluté

Le modèle utilisé ne permet pas de représenter le transport de solutés en surface. Nous présentons ici les principes du modèle Hydrus 2D non couplé.

2.2.1. Représentation du transport des solutés en subsurface (Simunek et al., 1999)

Le modèle résout l'équation de convection-dispersion (équation de conservation de la masse) simultanément dans les phases liquide et solide. Cette équation s'écrit de la façon suivante :

(II.21)
$$\underbrace{\frac{\partial\theta c}{\partial t}+\frac{\partial\rho s}{\partial t}}_{\text{Variation de masse}}=\underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i}\left(\theta D_{ij}\frac{\partial c}{\partial x_j}\right)}_{\text{Dispersion}}-\underbrace{\frac{\partial q_i c}{\partial x_i}}_{\text{Convection}}\underbrace{-\theta\mu_l c-\rho\mu_s s}_{\text{Puits}}$$

où s est la concentration de la phase solide [$M.M^{-1}$], c la concentration de la phase liquide [$M.L^{-3}$], θ la teneur en eau volumique [L^3L^{-3}], ρ la densité apparente [ML^{-3}], D_{ij} le

tenseur des coefficients de dispersion [L^2T^{-1}], q_i la i-ème composante du vecteur flux volumique issu de l'équation de Richards [LT^{-1}], μ_l un coefficient du premier ordre de disparition dans la phase liquide [T^{-1}] et μ_s un coefficient du premier ordre de disparition dans la phase solide [T^{-1}].

Le tenseur de dispersion englobe l'effet de la diffusion moléculaire et de la dispersivité mécanique du milieu. Il s'écrit de la façon suivante :

(II.22)
$$\theta D_{ij} = D_T |q| \delta_{ij} + (D_L - D_T)\frac{q_j q_i}{|q|} + \theta D_w \tau_w \delta_{ij}$$

où D_w est la diffusion moléculaire dans l'eau [L^2T^{-1}], τ un facteur de tortuosité [-], q le vecteur vitesse d'écoulement (issu de l'équation de Richards) [LT^{-1}], δ_{ij} le symbole de Kronecker (δ_{ij}=1 si i=j et δ_{ij}=0 si i≠j), D_L et D_T les coefficients de dispersivité longitudinale et transversale respectivement [L].

2.2.2. Représentation des équilibres et non-équilibres chimiques et physiques (Simunek et al., 1999)

Le modèle Hydrus 2D permet de représenter des processus de non-équilibre d'origine chimique et des processus de non-équilibre d'origine physique affectant le transport des solutés dans le sol. Il permet de les représenter simultanément mais il ne permet par contre pas de les discerner dans la mesure où ils sont décrits par une seule et même équation.

2.2.2.1. Equilibre et non-équilibre chimique

Hydrus représente le processus d'adsorption par une réaction d'équilibre ou de non-équilibre, linéaire ou non-linéaire, entre la phase liquide et la phase solide. Le non-équilibre permet de représenter une cinétique de réaction limitée. L'équilibre non-linéaire est modélisé par une isotherme d'adsorption non-linéaire de type Freundlich ou Langmuir.

L'isotherme d'équilibre est décrit sous la forme générale suivante :

(II.23)
$$s = \frac{k \times c^{\beta}}{1 + \eta \times c^{\beta}}$$

où s est la concentration de la phase solide [$M.M^{-1}$], c la concentration de la phase liquide [$M.L^{-3}$], k [$L^3.M^{-1}$], β [-] et η [$L^3.M^{-1}$] des coefficients empiriques.

De cette forme générale dérivent les équations de Freundlich (η=0), Langmuir (β=1) et la forme linéaire (β=1 et η=0) qui est utilisée dans ce travail :

(II.24)
$$s = k \times c$$

où k est alors le coefficient de partage sol/eau (aussi noté K_D).

Dans le cas d'une réaction non instantanée (concept de non-équilibre chimique), les sites d'adsorption sont divisés en deux fractions, dont l'une autorise une réaction instantanée (application des isothermes uniquement) et l'autre présente une loi cinétique d'ordre 1 (van Genuchten and Wagenet, 1989). Ceci est formalisé de la façon suivante :

(II.25)
$$s = s^e + s^k$$
$$s^e = f \times s$$
$$s^k = (1 - f) \times s$$
$$s^e = k \times c$$

s^e [M.M^{-1}] est la fraction adsorbée sur les sites de type 1 où la réaction est instantanée (*equilibrium*), s^k [M.M^{-1}] la fraction adsorbée sur les sites de type 2 où la réaction est à cinétique limitée (*kinetic*) et f [-] la proportion de sites de type 1.

En ce qui concerne la loi cinétique, on note que celle-ci a la forme générale d'une loi d'ordre 1 mais qu'elle résulte d'un modèle conceptuel basé sur l'éloignement à l'équilibre (Leij and Van Genuchten, 1999). On en déduit que le paramètre de vitesse ainsi défini n'a pas le même sens que la constante cinétique intervenant dans les lois cinétiques utilisées en cinétique chimique ou dans la loi d'Arrhénius.

(II.26)
$$J_a = \omega \times g(c,s)$$

où J_a est le taux de transfert de la phase liquide vers la phase solide [ML^{-3}T^{-1}], ω un paramètre de vitesse aussi appelé constante cinétique [T^{-1}] et *g(c,s)* une fonction de c et s permettant de quantifier l'écart à l'équilibre (la sorption est d'autant plus rapide que le système est loin de l'équilibre).

La fonction *g(c,s)* est définie de façon à s'annuler à l'équilibre. Dans le cas d'une adsorption linéaire, la relation précédente devient :

(II.27)
$$J_a = \omega \left(K_D \times c - s \right)$$

2.2.2.2. Equilibre et non-équilibre physique

Le non-équilibre physique repose sur l'existence d'une double porosité, dont une fraction ne contribue pas à l'écoulement, et d'une cinétique de transfert « limitée » entre ces deux fractions. La phase liquide est fractionnée en une fraction mobile θ_m [L^3.L^{-3}] et une fraction immobile θ_{im} [L^3.L^{-3}] (cf équation (II.28), de concentrations respectives c_m [M.L^{-3}] et c_{im} [M.L^{-3}]. La phase solide est également fractionnée en une fraction de concentration s_m [M.M^{-1}] en contact avec l'eau mobile et une fraction de concentration s_{im} [M.M^{-1}] en contact avec l'eau immobile.

(II.28)
$$\theta = \theta_m + \theta_{im}$$

L'équation de convection-dispersion ne concerne alors que la fraction mobile :

(II.29)
$$\theta_m \frac{\partial c_m}{\partial t} + \theta_{im} \frac{\partial c_{im}}{\partial t} + \rho \frac{\partial s_m}{\partial t} + \rho \frac{\partial s_{im}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\theta D_{ij} \frac{\partial c_m}{\partial x_j} \right) - q \frac{\partial c_m}{\partial x_i} - S\, c$$

La présence de soluté dans la fraction immobile dépend uniquement de transferts de masse diffusifs, décrits par une loi d'ordre 1 et un coefficient de transfert α [T^{-1}] :

(II.30)
$$\theta_{im} \frac{\partial c_{im}}{\partial t} = \omega \left(c_m - c_{im} \right)$$

Les sites d'adsorption sont eux aussi répartis entre la fraction mobile et la fraction immobile :

(II.31)
$$s_m = k \times c_m$$
$$s_{im} = k \times c_{im}$$

(II.32)
$$s_m = f \times s$$
$$s_{im} = (1 - f) \times s$$

où f [-] est la proportion de sites en contact avec l'eau mobile

2.3. Aspects numériques

Le principe de résolution de l'équation de transport des solutés étant très proche de celui associé à l'équation de Richards, nous ne présentons que ce dernier. Seuls quelques aspects importants spécifiques aux solutés sont présentés.

2.3.1. Discrétisation de l'espace

De par sa forme fortement non-linéaire, l'équation de Richards ne peut être résolue analytiquement que pour des conditions initiales et aux limites simplifiées. Hydrus utilise la méthode des éléments finis de Galerkin à base de fonctions linéaires pour résoudre numériquement cette équation, dans une large gamme de conditions initiales et aux limites.

Le domaine modélisé est découpé en triangles appelés éléments, dont les sommets constituent les nœuds du maillage. La méthode aux éléments finis consiste à remplacer dans le domaine spatial les variables modélisées et notamment la charge *h(x,z,t)*, par une fonction approchée *h'(x,z,t)*. La fonction approchée est exprimée dans une base de fonctions connues, en l'occurrence les fonctions de Galerkin ϕ_n :

(II.33)
$$h'(x,z,t) = \sum_{n=1}^{N} \Phi_n(x,z)\, h_n(t)$$

Les fonctions ϕ_n sont linéaires sur chaque élément et vérifient la propriété

(II.34)
$$\Phi_n(x_m, z_m) = \delta_{nm}$$

δ_{nm} étant le symbole de Kronecker ; N le nombre total de nœuds du domaine, h_n la solution dépendant du temps de l'équation de Richards, au nœud n.

La méthode de Galerkin postule que l'opérateur différentiel traduisant l'équation de Richards est orthogonal à chacune des N fonctions de base aux N nœuds du domaine, ce qui donne en considérant l'intégrale comme un produit scalaire, l'écriture variationelle suivante :

(II.35)
$$\int_{\Omega} \left\{ \frac{\partial \theta}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial x_i}[K(h)(K_{ij}^A . \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A)] + S \right\} \Phi_n \; d\Omega = 0$$

En appliquant la première formule de Green et en remplaçant h par h', cette intégrale conduit à un système d'équations avec des coefficients non linéaires pouvant se mettre sous la forme matricielle suivante :

(II.36)
$$[F]\frac{d\{\theta\}}{d\,t} + [A]\{h\} = \{Q\} - \{B\} - \{D\}$$

où θ, A, B, D et Q sont des fonctions de h, d'où la non linéarité du système d'équations.

On note que l'établissement de cette expression implique deux hypothèses. L'une concerne le calcul de la dérivée du terme de teneur en eau, qui fait intervenir une pondération par les fonctions de Galerkin. L'autre concerne le calcul de la moyenne du tenseur d'anisotropie sur chaque élément : alors que la teneur en eau, la conductivité hydraulique, la capacité capillaire sont des fonctions linéaires de l'espace sur chaque élément, le modèle utilise un tenseur K^A moyen par élément.

2.3.2. Discrétisation du temps

La résolution du système différentiel précédent se fait par discrétisation du temps et approximation de la dérivée par rapport au temps par une différence finie sur chaque intervalle Δt. Hydrus utilise le schéma semi-implicite suivant en saturé et non saturé :

(II.37)
$$[F]\frac{\{\theta\}_{j+1} - \{\theta\}_j}{\Delta t_j} + [A]_{j+1}\{h\}_{j+1} = \{Q\}_j - \{B\}_{j+1} - \{D\}_j$$

où $j+1$ correspond au pas de temps de travail, j au pas de temps précédent, avec $\Delta t_j = t_{j+1} - t_j$.

On note la décomposition du second membre et le fait que les valeurs des vecteurs Q et D utilisées sont celles du pas de temps précédent, donnant son caractère semi-implicite au schéma numérique. Cette expression représente la forme algébrique finale résolue par le modèle, pour obtenir le potentiel de pression ou la teneur en eau à tout instant et sur chaque nœud du domaine.

2.3.3. Conditions initiales et conditions aux limites

2.3.3.1. En surface

La condition initiale suppose une surface sèche sur l'intégralité du domaine :

(II.38) $$h(x,t)=0 \quad à\ t=0,\forall x$$

Les conditions imposables aux limites sont une condition de charge imposée sur le nœud le plus amont, correspondant à un hydrogramme issu d'un versant amont non représenté, et une condition de flux variable imposée à l'ensemble de la surface ruisselante :

(II.39) $$h(x_1,t)=h_0(t)$$

(II.40) $$q(x,t)=I(t) \quad \forall x\in\Gamma_R$$

2.3.3.2. En subsurface

La résolution de l'équation différentielle de Richards et de l'équation de convection-dispersion nécessite la connaissance des conditions initiales sur l'ensemble du domaine et des conditions aux limites du domaine.

Conditions initiales

La condition initiale prend pour l'équation de Richards la forme d'une distribution de teneur en eau ou de pression h_0 et pour l'équation de convection-dispersion la forme d'une distribution de concentration dans les différentes phases :

(II.41) $$h(x,z,0)=h_i(x,z)$$

(II.42) $$\begin{aligned} c(x,z,0)&=c_i(x,z)\\ s(x,z,0)&=s_i(x,z)\\ c_{im}(x,z,0)&=c_{im,i}(x,z)\end{aligned}$$

Conditions aux limites pour l'équation de Richards

Pour la résolution de l'équation de Richards, Hydrus 2D prend en compte trois types de conditions aux limites « fixes » et deux types dépendant de l'état du système (nous ne présentons que les possibilités exploitées du modèle) :

- Condition de type Dirichlet (condition de potentiel, constant ou variable dans le temps)

(II.43) $$h(x,z,t)=\psi(x,z,t) \quad avec\ (x,z)\in\Gamma_D$$

où ψ [L] est une fonction de l'espace (x, z) et du temps (t).

- Condition de type « Neumann » (condition de flux, constant ou variable dans le temps)

(II.44)
$$\left[K\times\left(K_{ij}^{A}.\frac{\partial h}{\partial x_j}+K_{iz}^{A}\right)\right]n_i=\sigma(x,z,t)\quad avec(x,z)\in\Gamma_N$$

où σ[LT^{-1}] est une fonction de l'espace (x, z) et du temps (t).

- Condition de type « gradient » (uniquement sous la forme d'un gradient vertical unité, constant dans le temps)

(II.45)
$$\left(K_{ij}^{A}.\frac{\partial h}{\partial x_j}+K_{iz}^{A}\right)n_i=1\quad avec(x,z)\in\Gamma_G$$

- Condition dite « atmosphérique » : condition de flux pouvant passer à une condition de potentiel (h=0) lorsque le flux (entrant dans le domaine) est supérieur à la perméabilité du milieu.

- Condition de type « suintement » : condition de flux nul pouvant passer à une condition de potentiel constant (h=0) lorsque le potentiel des nœuds adjacents est supérieur à 0.

Conditions aux limites pour l'équation de convection-dispersion

Pour la résolution de l'équation de convection-dispersion, Hydrus prend en compte deux types principaux de conditions aux limites dont découle un troisième type :

- Condition de type Dirichlet (ou 1er type)

(II.46)
$$c(x,z,t)=c_0(x,z,t)\quad avec\ (x,z)\in\Gamma_D$$

- Condition de type Cauchy (ou 3ème type) pour décrire la concentration d'un flux entrant dans le domaine

(II.47)
$$-\theta D_{ij}\frac{\partial c}{\partial x_j}n_i+q_in_ic=q_in_ic_0\quad avec\ (x,z)\in\Gamma_C$$

où q_in_i est le flux sortant, n_i est le vecteur unité sortant normal et c_0 la concentration du flux entrant.

A noter que lorsque la limite du domaine est imperméable (q_in_i=0) ou lorsque l'écoulement est dirigé vers l'extérieur du domaine, la condition de type Cauchy se réduit à une condition de type Neumann (ou 2ème type) de la forme :

(II.48)
$$-\theta D_{ij}\frac{\partial c}{\partial x_j}n_i=0\quad avec\ (x,z)\in\Gamma_N$$

2.3.4. Schéma numérique de résolution de l'équation de Richards

2.3.4.1. Le processus d'itération

Un processus de calcul itératif doit être utilisé en raison de la non linéarité du système d'équations à résoudre. La résolution itérative intervient pour chaque pas de temps, sur des systèmes du type :

(II.49) $$[A]\{x\}=\{b\}$$

Dans un processus itératif, après inversion du système, celui-ci est résolu en utilisant les solutions de la résolution précédente, ceci jusqu'à l'obtention d'un degré de convergence satisfaisant c'est à dire lorsque la différence entre les solutions de deux itérations successives est inférieure à une valeur de tolérance prédéterminée par l'utilisateur : h_{seuil} et ϑ_{seuil} respectivement dans les zones saturée et non saturée. Pour la première itération de chaque pas de temps, la valeur « précédente » utilisée est déduite des solutions des deux pas de temps précédents.

2.3.4.2. La gestion du pas de temps

Trois pas de discrétisation du temps de simulation sont saisis : (1) le pas de temps de résolution numérique, (2) le pas éventuellement lié aux conditions aux limites variables et (3) le pas choisi pour l'impression des sorties.

La discrétisation (1) débute avec un pas prédéterminé par l'utilisateur (Δt_{ini}). Ensuite, celle-ci est ajustée automatiquement selon les règles ci-dessous :

- la discrétisation 1 doit être compatible avec les pas 2 et 3 ; ainsi, les pas 2 et 3 imposent des points de passage obligatoires au calcul, en court-circuitant les règles d'optimisation suivantes.

L'incrémentation doit rester dans une plage de valeurs prédéterminées par l'utilisateur :

(II.50) $$\Delta t_{\min} \leq \Delta t \leq \Delta t_{\max}$$

- Si lors d'un pas de temps de calcul Δt_k, le nombre d'itérations nécessaires pour converger est inférieur à une valeur seuil minimale (fixée par défaut à 3), le pas Δt_{k+1} suivant est allongé par multiplication par un facteur prédéterminé par l'utilisateur, supérieur à 1 (fixé par défaut à 1.3). Inversement, si le nombre d'itérations est supérieur à un seuil maximal (fixé par défaut à 7) pour Δt_k, le pas suivant Δt_{k+1} est obtenu par multiplication par un facteur inférieur à 1 (fixé par défaut à 0.7).
- Si lors d'un pas de temps de calcul Δt_k, le nombre d'itérations dépasse une valeur maximale fixée généralement entre 10 et 50 (valeur par défaut :*maxIter* = 20), le calcul s'interrompt, Δt_k est divisé par 3 et le processus itératif redémarre.

L'optimisation de l'incrémentation dépend aussi du module de transfert de soluté lorsque celui-ci est utilisé. Il possède d'autres règles d'ajustement basés sur les nombres

adimensionnels de Péclet et Courant et évite des phénomènes d'oscillation numérique ou de dispersion excessive en diminuant éventuellement le Δt_{max} prédéterminé.

2.3.4.3. Calcul de l'erreur sur le bilan de masse

Hydrus peut calculer des bilans de masse sur tout ou une partie du domaine, à des instants prédéterminés. Ce calcul se base sur l'estimation du volume d'eau contenu dans la zone :

(II.51) $$V = \sum_e \kappa A_e \frac{\theta_i + \theta_j + \theta_k}{3}$$

où θ_i, θ_j, θ_k sont les teneurs en eau estimées aux sommets de l'élément triangulaire e, A_e la surface de l'élément e et K un facteur homogène à une longueur.

La sommation s'effectue sur tous les éléments de la sous-région.

On souhaite en fait connaître via le bilan de masse, l'erreur faite par le modèle c'est-à-dire une éventuelle « perte » d'eau dans le domaine par le biais des différentes approximations sur h, θ, et q. Cette erreur nous permet de juger de la qualité d'une solution numérique. Hydrus l'évalue en relatif (%) comme suit :

(II.52) $$\varepsilon_r^w = \frac{\left|\varepsilon_a^w\right|}{\max\left(\sum_e \left|V_t^e - V_0^e\right| \ , \ L_t \int_0^t T_a dt + \int_0^t \sum_{n_\Gamma} \left|Q_n\right| dt\right)} \times 100$$

où ε_a^w est l'erreur absolue :

(II.53) $$\varepsilon_a^w = V_t - V_O + L_t \int_0^t T_a dt - \int_0^t \sum_{n_\Gamma} Q_n dt$$

où V_t et V_o sont les volumes d'eau dans le domaine [L²] respectivement aux temps t et 0 ; V_t^e et V_0^e les volumes d'eau dans l'élément e, L_t la surface de sol soumise à transpiration [L] et T_a le flux de transpiration [LT^{-1}].

Le troisième membre du terme de droite représente un éventuel terme d'extraction d'eau par les plantes. Le quatrième terme correspond aux flux cumulés (entrée-sortie) à travers les nœuds sur la limite Γ du domaine ou à des nœuds puits ou source à l'intérieur de celui-ci.

On note que dans l'expression de l'erreur relative, l'erreur absolue est rapportée non à un volume d'eau contenu dans le domaine (cas habituel) mais à un volume échangé maximal sur tout le domaine jusqu'au temps t. Ce dernier est estimé en prenant le maximum de deux termes : le premier est la somme sur tous les éléments de la variation absolue de teneur en eau entre t_0 et t (ce qui empêche toute compensation entre éléments) ; le deuxième est la somme

des flux absolus dans et sur tout le contour du domaine. Cet indicateur est plus strict car les échanges sont souvent très inférieurs au volume contenu dans le domaine, surtout en début de simulation. Malgré ces critères, la simulation n'est pas toujours satisfaisante. L'erreur sur le bilan de masse, bien que pertinente, ne saurait donc être utilisée seule, indépendamment de l'observation d'autres variables (El-Kadi and Ling, 1993).

2.3.5. Couplage entre surface et subsurface

L'équation de Richards et l'équation d'onde cinématique présentées ci-dessus sont couplées par échange de conditions aux limites à chaque pas de temps, autrement dit de manière implicite. Les deux équations ne sont pas résolues simultanément. Le terme local de perte *q(x,t)* figurant dans l'équation d'onde cinématique est égal au flux infiltré calculé par l'équation de Richards au pas de temps précédent. La condition de charge imposée au temps *t* sur la limite de surface lors de la résolution de l'équation de Richards est la valeur calculée par l'équation d'onde cinématique au pas de temps précédent, comme illustré ci-dessous :

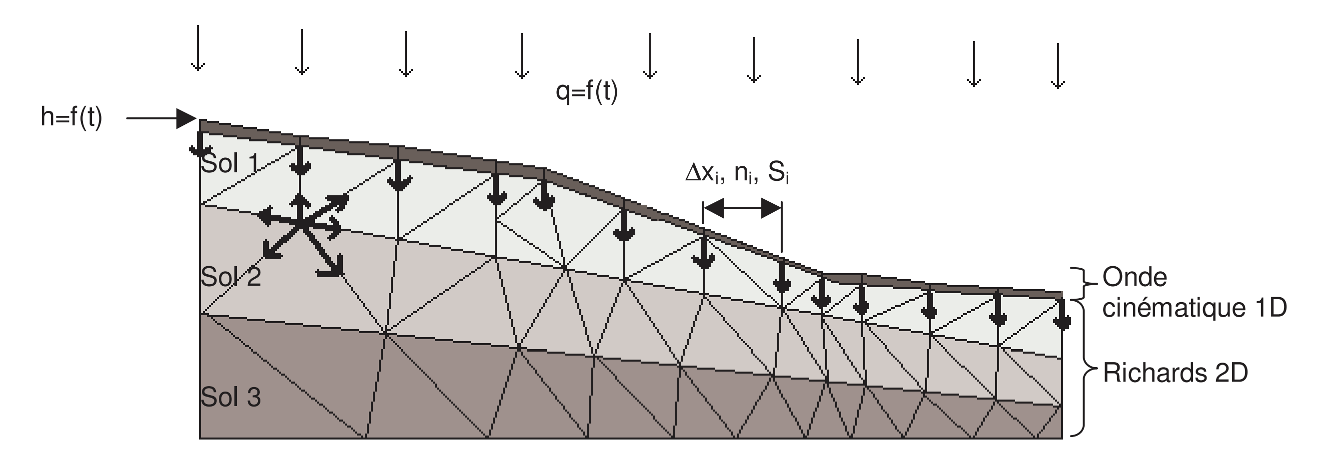


Figure II.35 : Représentation schématique du modèle couplé surface-subsurface.

Chapitre III : Propriétés d'un sol enherbé relatives au transfert de polluants : résultats expérimentaux et modélisation.

Nous présentons dans ce chapitre les résultats obtenus concernant les propriétés hydrodynamiques et les propriétés d'adsorption du Diuron sur le sol du site expérimental.

Des données de rétention hydrique et de conductivité hydraulique permettent de formuler des hypothèses sur la structure du profil de sol et sur l'intensité attendue des flux d'eau. Elles permettent également d'ajuster des modèles mathématiques décrivant les courbes $K(h)$ et $\theta(h)$. Celles-ci sont validées par modélisation sur des résultats expérimentaux de flux de percolation obtenus in-situ à l'échelle locale du profil de sol.

Les isothermes et cinétiques d'adsorption déterminées au laboratoire permettent de formuler des hypothèses sur le potentiel de rétention d'un sol enherbé (surface et subsurface) vis à vis du diuron.

1. Description des propriétés hydrodynamiques

Nous avons déterminé les propriétés de conductivité hydraulique et de rétention hydrique du sol à différentes profondeurs.

1.1. Données de rétention hydrique

1.1.1. Rétention hydrique à saturation

La capacité de rétention hydrique à saturation du profil de sol est estimée de deux façons différentes : via l'humidité volumique à saturation et via la porosité totale. Tous les horizons n'ont pas été caractérisés simultanément, ni de la même façon. On distingue pour cela les lots [0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm] et [30-40 cm, 50-60 cm, 70-80 cm], prélevés à un an d'intervalle et caractérisés dans deux laboratoires différents. Les valeurs estimées, présentées dans le Tableau III.1, sont des moyennes calculées sur trois répétitions en ce qui concerne le lot [0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm] et sur deux répétitions en ce qui concerne le lot [30-40 cm, 50-60 cm, 70-80 cm].

Tableau III.1 : Teneur en eau à saturation et porosité totale de différents horizons d'un sol enherbé.

Horizon		0-10cm	10-20cm	20-30cm	30-40cm	50-60cm	70-80cm
Humidité vol. à saturation (-)	Moyenne	0,52	0,38	0,40			
	Ecart-type	0,09	0,04	0,02			
Porosite totale (d=2,65) (-)	Moyenne	0,55	0,41	0,42	0,44	0,43	0,39
	Ecart-type	0,05	0,02	0,01	0,02	0,02	-

Ces mesures suggèrent l'existence dans le profil de trois niveaux de rétention hydrique à saturation, correspondant aux horizons [0-10 cm], [10-60 cm] et [70-80 cm]. Les écarts constatés à l'intérieur de l'horizon [10-60 cm] sont jugés non significatifs. On note en outre que la différence faite entre les horizons [10-60 cm] et [70-80 cm] est discutable car faible et s'appuyant sur une valeur unique. Nous la considérons cependant significative car en accord avec l'observation visuelle du profil (cf chapitre II et photos de l'annexe 1).

Les valeurs de porosité totale sont supérieures aux valeurs de teneur en eau, de 2 à 3 %. Ces écarts sont imputables au protocole de mise à saturation et/ou de dessication des échantillons ou encore à la valeur de densité des particules solides (d=2,65) utilisée dans le calcul de la porosité totale. Ils illustrent l'incertitude associée à la détermination expérimentale de la capacité de rétention à saturation.

1.1.2. Rétention hydrique en fonction du potentiel matriciel

La courbe de rétention hydrique en régime non saturé a été caractérisée par la méthode de *Wind* (1968), qui fournit un ajustement de l'équation de *van Genuchten* (1980) sur la base de mesures faites entre -0,1 m et -10 m de potentiel matriciel. On note que les valeurs de teneur en eau à saturation déterminées sont obtenues par ajustement et non par mesure. Les horizons caractérisés sont les suivants : [30-40 cm], [50-60 cm] et [70-80 cm]. Les mesures ont été répétées deux fois, sauf dans l'horizon [70-80 cm] pour lequel nous ne disposons que d'un échantillon. Les résultats obtenus sont illustrés dans la Figure III.1.

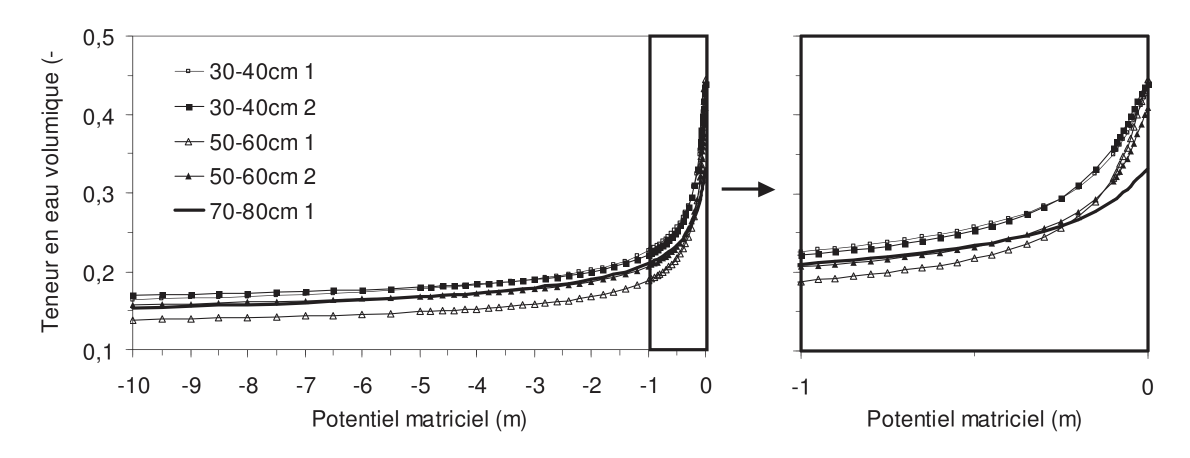


Figure III.1 : Courbes de rétention hydrique déterminées sur différents horizons par la méthode de *Wind*.

Les courbes obtenues pour les trois horizons caractérisés sont très proches dans la gamme de potentiel [-0,5 m;-10 m]. A proximité de la saturation, les échantillons [30-40 cm] et [50-60 cm] présentent des valeurs voisines de 0,4 cm^3/cm^3. En revanche, l'échantillon [70-80 cm] présente des valeurs ne dépassant pas 0,33 cm^3/cm^3, ce qui le distingue des horizons sus-jacents.

Ces mesures confirment donc les observations faites à saturation, à savoir une certaine homogénéité entre –30 cm et –60 cm, et un comportement particulier de l'échantillon [70-80 cm].

1.2. Données de conductivité hydraulique

1.2.1. Conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique à saturation est mesurée lors d'expériences d'infiltration sous charge constante, à l'aide d'un dispositif de type double anneau de Müntz. La charge appliquée est faible, de 3 cm, mais non nulle. On se situe donc légèrement au-delà de la saturation et des structures macroporales peuvent être mises à contribution, y compris si elle n'apparaissent pas en surface, car le bulbe d'infiltration présente une charge positive. Ce système nous a permis de caractériser la surface du sol et les profondeurs -15 cm, -25 cm et -40 cm. Les résultats obtenus sont décrits dans le Tableau III.2 et illustrés par la Figure III.2. Ils sont basés sur l'hypothèse généralement admise d'une distribution log-normale de la conductivité hydraulique à saturation (Lauren et al., 1988; Sharma et al., 1980; Sisson and Wierenga, 1981).

Tableau III.2 : Description des conductivités hydrauliques à saturation mesurées sur le site d'étude. Figurent aussi le nombre de répétitions (noté Répét.) et les limites supérieures et inférieures de l'intervalle de confiance à 68 % associé aux moyennes.

Profondeur (cm)	Répét.	Moyenne géométrique (mm/h)	Coefficient de variation (%)	Min. (mm/h)	Max. (mm/h)	Borne sup à 68% (mm/h)	Borne inf à 68% (mm/h)
0	12	676	8	243	1190	1014	521
-15	7	125	31	44	380	274	58
-25	5	144	52	17	668	583	36
-40	5	64	88	6	320	328	13

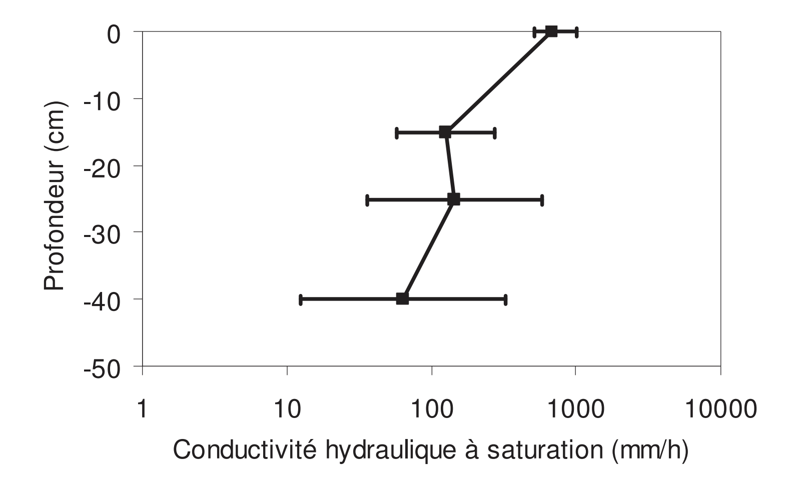


Figure III.2 : Evolution de la perméabilité avec la profondeur. Les points représentent des moyennes géométriques et les barres, l'intervalle de confiance à 68%.

On distingue trois niveaux de perméabilité, correspondant aux mesures faites en surface, à –15 /-25 cm et à –40 cm. La différence de perméabilité entre la surface et l'horizon –15 cm est nette. La différence entre les horizons –25 cm et –40 cm est plus discutable mais on la suppose significative. En effet, elle a été établie sur la base de 5 répétitions, ce qui est un nombre correct ; elle est cohérente avec l'observation visuelle du profil ; elle est cohérente avec les résultats de *Schipman* (2002), qui montrent une décroissance progressive de la perméabilité, dans les cinquante premiers centimètres de sol d'une prairie de montagne.

La dispersion des valeurs mesurées à une même profondeur est importante, avec des coefficients de variation compris entre 8 et 88 % et des écarts maximaux entre valeur minimale et valeur maximale d'un ordre de grandeur. Elle n'est cependant pas spécifique des sols enherbés. *Schipman* (Schipman, 2002) fait une revue des travaux expérimentaux estimant la variabilité de la perméabilité et rapporte des valeurs de coefficient de variation comprises entre 80 % et 100 % et pouvant aller jusqu'à 200 %. Bien que classique, cette dispersion ne doit cependant pas être négligée, car elle traduit une hétérogénéité réelle du sol, susceptible d'induire une hétérogénéité significative des flux.

La dispersion particulièrement élevée des valeurs mesurées à -25 cm et -40 cm s'explique par des mesures comprises entre 300 et 500 cm/h, clairement liées à la présence de macropores. En effet, plusieurs galeries, de 2 à 3 mm de diamètre en moyenne, ont été observées au niveau des points de mesure en question. Ces mesures se différencient fortement des mesures réalisées en l'absence de macropore perçant la surface. On en déduit que le constat de baisse de la perméabilité avec la profondeur peut être mis en défaut localement par l'existence de quelques macropores, qui suffisent à démultiplier le flux infiltré à l'échelle de l'anneau de Müntz.

On note que les mesures ont été faites en évitant les galeries de rongeur et les racines les plus grosses. Elles ne rendent donc pas compte de l'impact de tels « mégapores » sur l'infiltrabilité locale.

1.2.2. Conductivité hydraulique au voisinage de la saturation

Les propriétés de conductivité au voisinage de la saturation ont été caractérisées au cours de deux campagnes menées au printemps et à l'automne 2004, à l'aide d'un infiltromètre à disque de diamètre 20 cm. Trois horizons ont été caractérisés : [10-20cm], [20-30cm] et [40-50cm]. Trois répétitions, correspondant à trois profils différents, ont été faites à chaque profondeur. Les valeurs de perméabilité ont été calculées par la méthode multi-potentiel utilisant un modèle exponentiel par morceau pour décrire la courbe *K(h)* (Ankeny et al., 1991; Reynolds and Elrick, 1991). La gamme de potentiel explorée va de -12 cm à –1 cm. Les résultats sont présentés par la Figure III.3.

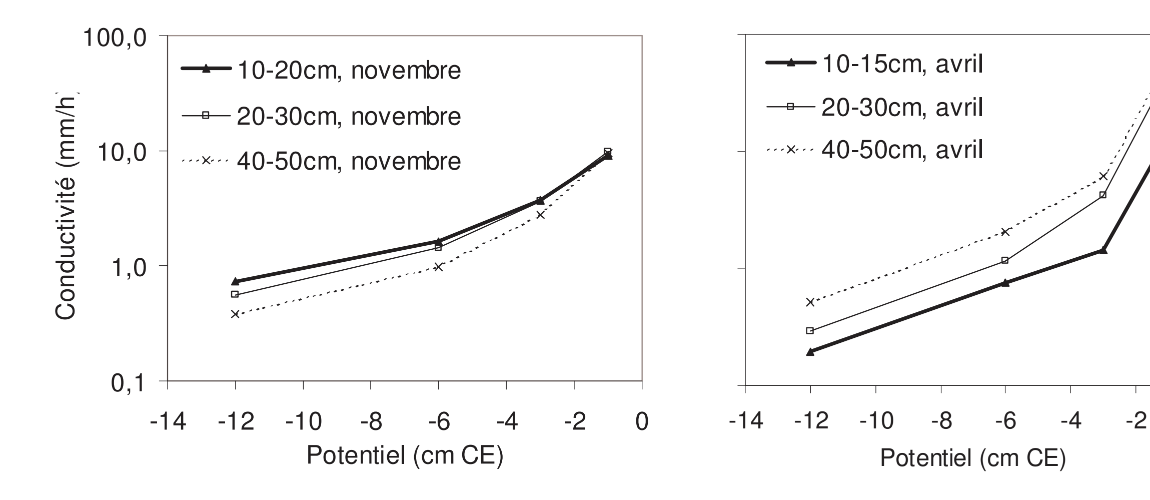


Figure III.3 : Conductivité hydraulique mesurée au voisinage de la saturation, sur trois horizons et à deux époques différentes de l'année.

Les résultats obtenus ne permettent pas de distinguer d'évolution notable des valeurs mesurées entre les deux campagnes. Ceci suggère qu'il n'y a pas d'évolution significative de la porosité au cours de l'année.

Les résultats ne permettent pas non plus de distinguer les trois horizons caractérisés. En novembre, les résultats acquis dans les différents horizons montrent une légère baisse de la conductivité avec la profondeur mais les courbes sont très proches. En avril, les résultats acquis dans les différents horizons montrent des différences plus grandes, mais en contradiction avec la tendance observée en novembre : la conductivité semble augmenter avec la profondeur. Un tel résultat est par ailleurs en contradiction avec l'observation visuelle du profil et avec la tendance mise en évidence sur les perméabilités mesurées à saturation. On suppose donc que les différences constatées sont dues à un nombre insuffisant de répétitions et qu'elles ne sont pas significatives.

On en déduit des valeurs moyennes, calculées sur l'ensemble des mesures faites lors les deux campagnes et tous horizons confondus. Ces moyennes sont présentées dans le Tableau III.3 et la Figure III.4.

Tableau III.3 : Description des conductivités hydrauliques mesurées au voisinage de la saturation.

Répét.	Potentiel	Moyenne géométrique	borne sup à 68%	borne inf à 68%	Cv
	(cm)	(mm/h)	(mm/h)	(mm/h)	(%)
18	-12	0,4	0,8	0,3	17
18	-6	1,2	1,8	0,7	21
18	-3	3,1	4,5	1,8	36
18	-1	16,8	25,4	11,1	81

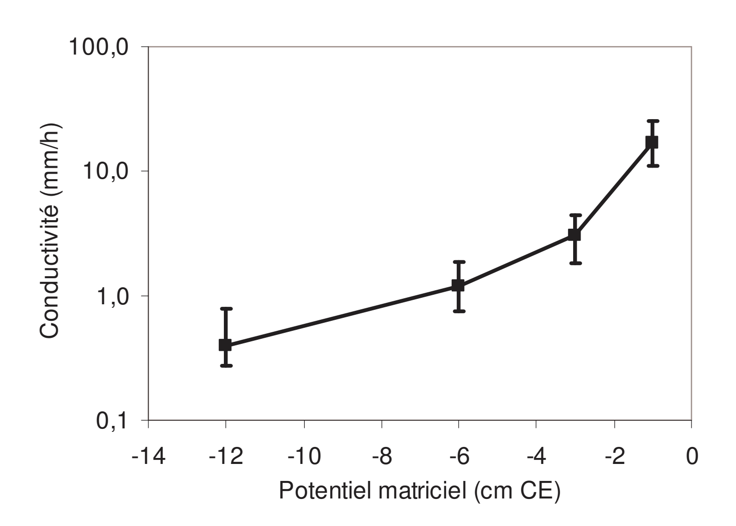


Figure III.4 : Conductivité hydraulique au voisinage de la saturation. Les points représentent des valeurs moyennes, les barres l'intervalle de confiance à 68%.

Les valeurs de conductivité mesurées à proximité immédiate de la saturation sont très différentes des valeurs mesurées « à saturation ». Il y a en effet une différence comprise entre un et deux ordres de grandeur entre la conductivité mesurée sous un potentiel de –1 cm et la conductivité mesurée sous une faible charge. Ceci peut traduire la présence d'une macroporosité ne contribuant à l'infiltration que lorsqu'une lame d'eau libre est présente en surface.

1.2.3. Conductivité hydraulique en fonction du potentiel matriciel

La courbe de conductivité hydraulique en régime non saturé a été caractérisée par la méthode de *Wind* (1968), qui fournit des couples de valeur *conductivité hydraulique / potentiel matriciel* et *conductivité hydraulique / teneur en eau* sur une gamme de potentiel allant de -50 cm à -10 m. Les horizons caractérisés sont les suivants : [30-40cm], [50-60 cm] et [70-80 cm]. Les mesures ont été répétées deux fois. Les résultats obtenus sont illustrés par la Figure III.5, qui comprend l'ensemble des couples de points pour tous les horizons.

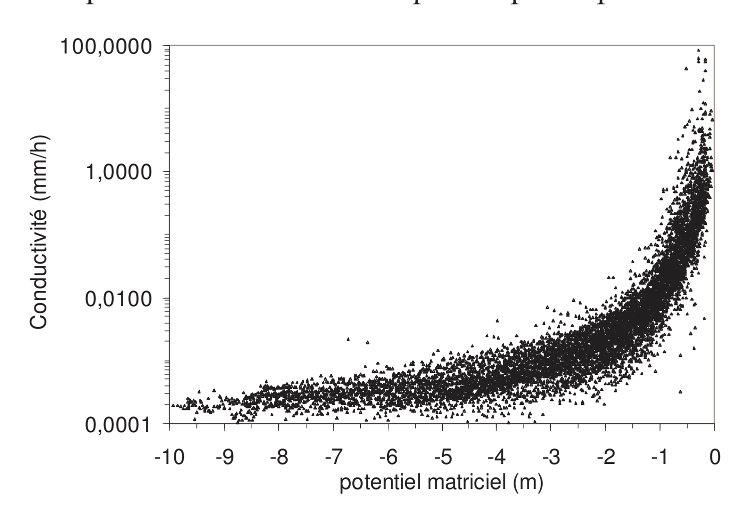


Figure III.5 : Conductivités hydrauliques déterminées par la méthode de *Wind* sur différents horizons.

Le nuage des couples *potentiel / conductivité* est assez dispersé, approximativement sur un ordre de grandeur dans la gamme de potentiel [-10 ;-0,5 m] et sur deux ordres de grandeurs dans la gamme [-0,5 m ;0]. On peut en déduire qu'il n'existe pas de différence de conductivité entre les horizons [30-40cm], [50-60 cm] et [70-80 cm], mais la dispersion des points laisse cependant la place à des hypothèses variées. L'absence de différence entre les horizons [30-40cm] et [50-60 cm] est cohérente avec ce qui a été observé sur le plan de la rétention. En revanche, on aurait pu s'attendre à une différence entre les horizons [50-60 cm] et [70-80 cm], au vu de la courbe de rétention particulière de ce dernier. Mais la dispersion de l'information donnée par le protocole Wind au voisinage de la saturation est trop grande et le nombre de répétition est trop faible, pour dégager cette différence.

1.3. Synthèse des propriétés hydrodynamiques

1.3.1. Synthèse des données et interprétation

1.3.1.1. Discrétisation du profil de sol

a/ Ce que montrent les mesures

Une perméabilité globalement élevée

Les valeurs de perméabilité mesurées en surface sont grandes, ce qui confirme le potentiel d'infiltration élevé de ce type de milieu. Ce constat est en partie dû à la texture sablo-argileuse du sol mais probablement aussi à un effet structurant du maintien d'un couvert herbeux pérenne, au moins dans l'horizon [0-10 cm]. En effet, les perméabilité mesurées en surface, et dans une moindre mesure à -25 cm et à –40 cm, sont nettement supérieures aux valeurs que l'on peut trouver dans les bases de données de référence pour des sols similaires : 270 mm/h pour un sable, 40 mm/h pour un sable limoneux et 12 mm/h pour un sol de mêmes proportions texturales que le sol étudié, dans la base de fonctions de pédotransfert de Schaap (Schaap and Leij, 1998a; Schaap and Leij, 1998b), utilisée par le modèle Rosetta (USDA), 300 mm/h pour un sable et 150 mm/h pour un sable limoneux dans la base de *Carsel and Parrish* (1988) (cité par *Simunek* (1999)) utilisée par le modèle Hydrus 2D (Simunek et al., 1999).

Les valeurs de perméabilité mesurées à 50 cm de profondeur sont également élevées. Le potentiel de percolation sous la zone racinaire l'est donc aussi.

Différents niveaux de conductivité hydraulique

Les mesures faites sous charge permettent d'identifier une rupture de perméabilité entre le mat racinaire et le sol sous-jacent. Une légère baisse a aussi été identifiée entre –25 cm et –40 cm mais celle-ci est discutable.

Les mesures faites en régime non saturé ne montrent pas de différence significative entre les horizons échantillonnés. Mais ceci n'est pas incohérent avec les résultats obtenus à saturation car ils correspondent à une zone différente du profil.

Différents niveaux de rétention hydrique à saturation et en régime non saturé

Les mesures à saturation montrent l'existence d'une différence significative de capacité de rétention à saturation entre le mat racinaire et le sol sous-jacent. Les mesures de porosité suggèrent une différence entre les horizons [50-60 cm] et [70-80 cm] mais celle-ci est discutable, car peu marquée.

En revanche, les mesures faites en régime non saturé montrent une différence nette de comportement entre les horizons [50-60 cm] et [70-80 cm] au voisinage de la saturation.

b/ Interprétation - extrapolation

Le jeu des données hydrodynamiques disponibles présente des lacunes : le profil n'a pas été caractérisé de façon homogène, les horizons caractérisés ne l'ont pas été de façon exhaustive (c'est à dire en régime saturé et non saturé, du point de vue de leur capacité de conductivité et de leur capacité de rétention) et le nombre de répétitions est faible. Ceci amène les trois questions suivantes :

- Quelles courbes $K(h)$ et $\theta(h)$ attribuer à l'horizon [0-10 cm], dans la mesure où celles-ci n'ont pas été déterminées et où les mesures de perméabilité et de rétention à saturation suggèrent une structure très différente des horizons sous-jacents ?
- Quelle discrétisation faut-il faire de la couche [10-60/70 cm] ?
- Quelles propriétés hydrodynamiques attribuer au sol sous-jacent de la zone caractérisée c'est à dire pour des profondeurs supérieures à -70 cm?

Une interprétation et une extrapolation des données disponibles sont inévitables. L'observation visuelle du profil de sol représente alors un complément précieux aux données quantitatives. En l'occurrence, l'observation laisse penser que la texture et la structure du sol changent avec la profondeur mais suivant des patterns différents (cf chapitre II et photos de l'annexe 1).

En ce qui concerne la texture, l'analyse granulométrique n'a pas montré de différence majeure entre les compartiments [5-20 cm], [20-50 cm] et [50-100 cm], ce en quoi elle confirme l'observation visuelle. L'observation suggère cependant un changement vers -90/-130 cm de profondeur, mais qui n'a pas été quantifié. On en déduit que la texture peut être considérée homogène dans les horizons [0-90/130 cm] et [>90/130 cm]. Ceci permet de supposer que les caractéristiques $K(h)$ et $h(\theta)$ sont elles aussi homogènes sur ces horizons car la forme de ces courbes est essentiellement déterminée par la porosité texturale.

En ce qui concerne la structure, on constate l'existence d'un mat racinaire de 5 à 10 cm d'épaisseur, de structure très différente du sol sous-jacent car essentiellement constitué de tissu végétal. Au delà de ce mat, on observe une baisse progressive de la densité du chevelu racinaire avec la profondeur, jusqu'à –50 cm. On constate également l'existence d'une macroporosité d'origine animale : des vers de terre notamment mais aussi des galeries de rongeurs. L'observation ne nous permet pas de conclure sur l'organisation spatiale de ces

structures. En ce qui concerne les trous de vers de terre, la littérature nous informe que quasiment toutes les galeries de *Lumbricus Terrestris* sont continues jusqu'à -14 cm et que 10 % de ces galeries vont jusqu'à -70 cm de profondeur (*Omoti and Wild* (1979) cités par *Beven and Germann* (1982)). On note enfin une teneur en matière organique variable, décroissante entre les horizons [5-20 cm], [20-50 cm] et [5-100 cm] (cf chapitre II). Or celle-ci a un effet stabilisateur avéré sur les agrégats de particules (Tisdall and Oades, 1982). Ainsi, ces trois observations suggèrent une baisse de la porosité structurale avec la profondeur, susceptible d'induire une baisse de la perméabilité et de la rétention à saturation.

Une interprétation est également nécessaire du fait qu'il n'y a pas, dans le profil, de discontinuité marquée, y compris pour le mat racinaire, dont la « limite » inférieure est difficile à délimiter. Les mesures ont mis en évidence des différences entre certains horizons mais celles-ci traduisent le caractère discret des mesures et non une réelle stratification du profil, qui présente probablement une évolution progressive de ses propriétés avec la profondeur. Ce caractère progressif ne peut cependant pas être représenté explicitement dans les outils de modélisation utilisés.

On en déduit les hypothèses suivantes :

- Les courbes $K(h)$ et $\theta(h)$ déterminées sur les horizons [30-40 cm] et [50-60 cm] sont extrapolables à la couche [0-90 cm].
- Les courbes $K(h)$ et $\theta(h)$ déterminées sur l'horizon [70-80 cm] sont extrapolables au sol sous-jacent de la zone caractérisée [>90 cm].
- Le paramètre K_{sat} doit être différencié entre les horizons [0-10 cm], [10-30 cm] et [>30 cm]. Dans la pratique, on suppose une valeur unique de perméabilité à partir de –30 cm de profondeur, par manque de données.
- Le paramètre θ_{sat} doit être différencié entre les horizons [0-10 cm], [10-90 cm] et [>90 cm].

1.3.2. Ajustement des équations de *Vogel and Cislerova* (1988)

Nous avons utilisé les équations de *Vogel and Cislerova* (1988) pour décrire les courbes de rétention hydrique et de conductivité hydraulique du sol étudié. En effet, le modèle de *van Genuchten* (1980) ne possède pas suffisamment de degrés de libertés pour les objectifs suivants :

- Distinguer les différents horizons uniquement au voisinage immédiat de la saturation.
- Tester des hypothèses sur le paramètre K_{sat} sans modifier le reste de la courbe $K(h)$.

Etant donné la dispersion des valeurs de perméabilité mesurées, il est difficile de déterminer une courbe de conductivité hydraulique unique. Connaissant la sensibilité de l'équation de Richards à ce paramètre, nous souhaitons formuler différentes hypothèses pour décrire cette dispersion. En revanche, nous supposons que la courbe de rétention est

suffisamment bien connue, au regard de la sensibilité du modèle, pour ne formuler qu'une seule hypothèse.

1.3.2.1. Description de la courbe de rétention hydrique

On distingue les horizons [0-10 cm], [10-90 cm] et [> 90 cm].

On choisit de ne les distinguer qu'au voisinage immédiat de la saturation, excepté pour l'horizon [> 90 cm] auquel on prête une capacité de rétention inférieure aussi en régime non saturé. Les jeux de paramètres ajustés sont présentés dans le Tableau III.4 et illustrés par la Figure III.4.

Tableau III.4 : Paramètres de rétention ajustés.

Horizon	thêta r (-)	thêta s (-)	alpha (cm-1)	n (-)	l (-)	thêta m (-)	thêta a (-)
0-10cm	0,15	0,52	0,32	1,46	0,50	0,52	0,15
10-30cm	0,15	0,40	0,10	1,52	0,50	0,40	0,15
30-90cm	0,15	0,40	0,10	1,52	0,50	0,40	0,15
>90cm	0,15	0,33	0,07	1,57	0,50	0,33	0,15

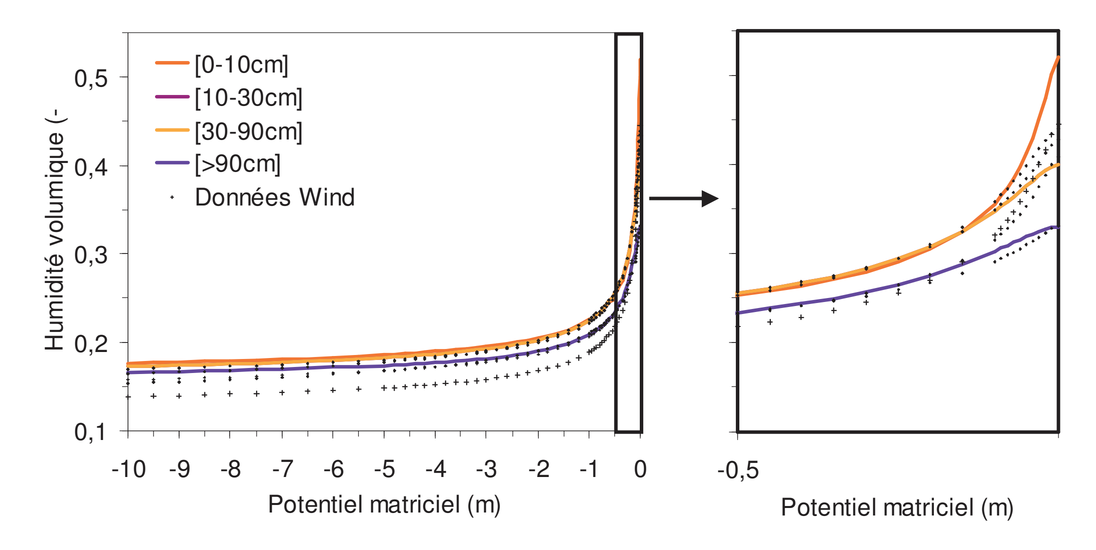


Figure III.6 : Courbes de rétention hydrique ajustées pour les différents horizons.

Le modèle de *Vogel and Cislerova* permet de rendre compte de façon satisfaisante des courbes de rétention obtenues par la méthode de Wind. Il permet notamment de décrire des teneurs en eau à saturation élevées, une diminution brutale de la teneur en eau entre la saturation et –1 m de potentiel matriciel, et une diminution qui ralentit fortement au delà de –1 m de potentiel. Ceci est obtenu en ajustant une teneur en eau résiduelle θ_r élevée, puisque c'est ce paramètre qui détermine la valeur asymptotique de la courbe, et une pente α elle aussi élevée.

On note que la courbe [10-30 cm] n'est pas visible car confondue avec la courbe [30-90 cm], en accord avec les hypothèses discutées précédemment.

1.3.2.2. Description de la courbe de conductivité hydraulique

On choisit de tester trois hypothèses concernant la conductivité à saturation, correspondant aux valeurs moyennes mesurées (μ) et aux bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 68 % (μ±σ) associé à la moyenne. On choisit de ne distinguer les propriétés de conductivité des différents horizons qu'au voisinage immédiat de la saturation (h > -10 cm). L'ajustement est réalisé sur la gamme de potentiel [0 ;-4 m].

Les paramètres ajustés sont présentés dans les Tableau III.5. Seuls les paramètres spécifiques à la courbes *K(h)* sont présentés, les autres étant ceux du Tableau III.4. L'hypothèse moyenne est illustrée par la Figure III.7. Les hypothèses hautes et basses ne se distinguent qu'à saturation.

Tableau III.5 : Paramètres ajustés dans l'hypothèse d'une conductivité basse (Cb), moyenne (Cm) et haute (Ch).

	Hyp. Basse			Hyp. Moyenne			Hyp. Haute		
Horizon	Ksat (mm/h)	thêta k (-)	Kk (mm/h)	Ksat (mm/h)	thêta k (-)	Kk (mm/h)	Ksat (mm/h)	thêta k (-)	Kk (mm/h)
0-10cm	520	0,48	300	680	0,44	300	1010	0,44	300
10-30cm	50	0,396	50	140	0,39	110	430	0,39	110
30-90cm	10	0,37	10	60	0,37	40	330	0,37	40
>90cm	10	0,322	10	60	0,32	30	330	0,32	30

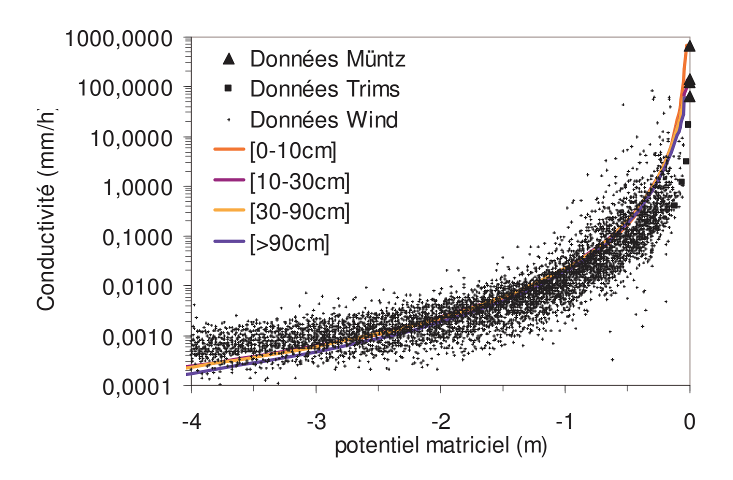


Figure III.7 : Courbes de conductivité ajustées dans l'hypothèse de conductivité moyenne (Cm)

Les paramètres ajustés rendent bien compte des perméabilités mesurées à saturation et des points *K(h)* déterminés par la méthode de Wind. En revanche, ils ne rendent pas compte de la baisse brutale de perméabilité entre la valeur à saturation et la valeur déterminée sous un potentiel de –1 cm. Ceci est du à l'obligation, imposée par le modèle de Vogel et Cislerova, de décrire les deux courbes *K(h)* et *θ(h)* avec un unique jeu de paramètre et notamment avec un même coefficient α, qui est le coefficient déterminant la pente de ces deux courbes. Ainsi, la description d'une diminution brutale de l'humidité dans la gamme de potentiel [0 ;-1 m] va de pair avec une diminution brutale de la perméabilité. Or si la courbe *θ(h)* peut être

contrainte par le paramètre de teneur en eau résiduelle, l'équation *K(h)* ne contient pas de paramètre équivalent. La seule façon de conserver une courbe *K(h)* cohérente avec les perméabilités déterminées par la méthode Wind est alors de la contraindre à garder une valeur proche de K_{sat} au voisinage de la saturation, comme illustré dans la Figure III.7.

2. Etude et modélisation des flux d'eau à l'échelle locale du profil

L'objectif est de conforter par des mesures de flux, les hypothèses faites sur les propriétés hydrodynamiques du profil de sol.

Pour cela, on se place dans une situation simple : il n'y a pas de ruissellement de surface et la condition à la surface du sol est bien maîtrisée.

2.1. Etude expérimentale des flux à l'échelle du profil

Des expériences d'infiltration ont été réalisées in-situ, dans la placette expérimentale, sur les profils équipés de lysimètre. Une charge constante est appliquée en surface jusqu'à établissement d'un régime d'écoulement permanent à -50 cm de profondeur (le détail du protocole figure dans le chapitre II).

2.1.1. Données obtenues avec les lysimètres atmosphériques

On dispose de données de flux instantané infiltré en surface et de flux quasi-instantané (cumuls par pas de 5 min en moyenne) récolté à -50 cm de profondeur, sur les quatre profils E, F, G et H situés d'amont en aval le long de la limite latérale gauche de la placette. Les résultats sont présentés dans le Tableau III.6. On distingue le temps d'apparition du temps de stabilisation de l'écoulement enregistré à -50 cm.

Tableau III.6 : Flux instantanés mesurés en régime permanent en surface et à -50 cm de profondeur (collecteur 1 / collecteur 2) sur les différents profils équipés de lysimètres atmosphériques. L'incertitude sur la moyenne correspond à l'écart-type.

		E (X=35 cm)	F (X=210 cm)	G (X=385 cm)	H (X=560 cm)	**Moyenne**
Temps mesurés	Apparition (min)	8 / 5	3	16 / 16	11 / -	**13** ± 10
	Incertitude (min)	± 2	± 1 / ± 6	± 2	± 1	
	Stabilisation (min)	29 / 9	5	43 / 49	20 / -	**28** ± 17
	Incertitude (min)	± 3 / ± 2	± 1 / ± 3,5	± 3	± 2	
Flux stabilisé	Surface (mm/h)	750	880	325	810	**690** ± 250
	z=-50 cm (mm/h)	90 / 75	330 / 370	50 / 60	115 / -	**155** ± 140

On constate que les mesures de flux réalisées à –50 cm se répètent assez bien localement. Il existe en revanche des écarts sensibles entre certains profils, en surface et à -50 cm de profondeur. Ainsi, en surface, les profils F et H se distinguent des profils E et G par des flux trois à quatre fois supérieurs. A –50 cm, seul le profil F se distingue, avec des valeurs

de flux trois à quatre fois supérieures. Ces écarts de flux sont cohérents avec la dispersion des perméabilités mesurées. On note cependant que la « majorité » des profils caractérisés présente, à –50 cm de profondeur, des flux du même ordre de grandeur.

On observe une diminution sensible du flux vertical entre la surface et l'horizon -50 cm. De plus, sur trois des quatre profils, le flux mesuré est très proche de la perméabilité mesurée à –40 cm. Ceci confirme a posteriori la distinction faite entre les horizons [10-30 cm] et [30-90 cm] lors de l'ajustement des paramètres hydrodynamiques. Cela montre en outre l'existence probable d'écoulements latéraux dans l'horizon [0-50 cm].

Ces résultats montrent enfin que le flux mesuré à -50 cm est non négligeable (155 mm/h en moyenne), ce qui confirme une percolation intense sous la zone racinaire.

Le temps d'apparition est, dans l'ensemble, relativement court (13 min en moyenne), traduisant une propagation rapide des flux entre la surface du sol et –50 cm de profondeur. On en déduit que le temps de séjour de l'eau infiltrée en surface, dans la zone [0-50 cm] est faible.

Le temps de stabilisation est sensiblement plus long que le temps d'apparition : de 28 min en moyenne. Cet écart entre apparition et stabilisation peut traduire une propagation non homogène, autrement dit la présence d'écoulements préférentiels rapides se distinguant d'une propagation matricielle plus lente.

2.1.2. Données obtenues avec les lysimètres à mèche

On dispose des mêmes données sur les quatre profils A, B, C et D équipés de lysimètres à mèche. Les résultats sont présentés dans le Tableau III.7.

Tableau III.7 : Flux stabilisés mesurés en surface et à -50 cm de profondeur sur les différents profils équipés de lysimètres à mèche.

		A (X=35 cm)	B (X=210 cm)	C (X=385 cm)	D (X=560 cm)	Moyenne
Temps du régime transitoire	Apparition (min)	18 / 20	17 / 17	16 / 16	4 / 4	**14** ± 2
	Incertitude (min)	± 2	± 2	± 2	± 2	
	Stabilisation (min)	18 / 20	22 / 22	39 / 18	28 / 28	**24** ± 2
	Incertitude (min)	± 2	± 2	± 2	± 2	
Flux stabilisé	Surface (mm/h)	750	480	1100	770	**775** ± 250
	z=-50 cm (mm/h)	2	8	78 / 10	10	**22** ± 32

Les temps caractéristiques du régime transitoire et les flux mesurés en surface sont du même ordre que ceux mesurés sur le transect EFGH.

En revanche, les flux mesurés à -50 cm sont assez différents des flux équivalents mesurés sur le transect EFGH : on passe de 155 mm/h à 20 mm/h. Or il est peu probable qu'il

existe un tel écart dans les propriétés du sol entre les deux transects, alors même que les valeurs sont assez homogènes au sein de chaque transect. Les différences entre ces deux transects semblent plutôt dues à un artéfact de mesure lié au système à mèche. Les valeurs mesurées étant très inférieures à celles des lysimètres atmosphériques, nous avons des raisons de penser que les mèches présentent une conductivité hydraulique limitante, qui ne permet pas d'assimiler les flux percolant dans le sol. Etant donné qu'un flux stabilisé a été atteint, on peut supposer que le sol et la mèche sont saturées, donc que c'est bien la perméabilité de la mèche qui est limitante.

La perméabilité apparente de la mèche peut être estimée comme suit :

$$K_m = \frac{Q_m}{A_m} = \frac{Q_s \times A_s}{A_m}$$
$$= \frac{1 \times 625}{1{,}65} \approx 379\ cm/h$$

où K_m est la perméabilité apparente de la mèche [LT^{-1}], Q_s le flux de percolation observé [LT^{-1}], A_s la section des collecteurs [L^2], A_m la section d'une mèche [L^2].

On constate que la valeur calculée est très inférieure à la valeur nominale déterminée dans la littérature (1268 cm/h) et à la valeur nominale déterminée en laboratoire (1900 cm/h). L'écart est probablement dû à des pertes de charge excessives. Ces pertes de charge peuvent être liées à une compression de la mèche dans l'orifice des collecteurs (Wang, 1993), à une compression dans le tube semi-rigide contenant la mèche entre le collecteur et le bidon, ou encore à un colmatage des fibres par des particules de sol. Cependant, aucune de ces hypothèses n'est réellement satisfaisante ; la perméabilité apparente calculée reste difficile à justifier.

Finalement, ce calcul met en évidence un mauvais fonctionnement du système. Les données des lysimètres à mèche ne seront donc pas utilisées dans la suite.

2.2. Modélisation des flux à l'échelle locale du profil

Etant donné le doute sur l'impact des mèches sur les mesures, seules les données obtenues sur le transect EFGH, équipé de lysimètres atmosphériques, sont utilisées pour la modélisation.

Pour représenter correctement le système, on utilise le modèle Hydrus 2D résolvant l'équation de Richards en deux dimensions, en régime non permanent et permettant de représenter des matériaux de propriétés différentes.

2.2.1. Hypothèses de modélisation

2.2.1.1. Géométrie et conditions aux limites du domaine de modélisation

On utilise un domaine tridimensionnel présentant une symétrie cylindrique, ce qui permet de le représenter par sa section. Le domaine a un rayon de 80 cm et une hauteur de

200 cm. Chaque collecteur lysimétrique, de forme carrée et de 25 cm de coté est ici représenté par une surface circulaire équivalente, de rayon 14,1 cm, située à -50 cm de profondeur.

On ne représente pas le fait que les collecteurs sont associés par deux et peuvent interagir l'un sur l'autre ; chaque collecteur est supposé isolé dans un bloc de sol. On ne représente pas non plus l'excavation réalisée lors de la mise en place des collecteurs. On suppose ainsi que le remblai des excavations a été fait de manière à assurer un bon contact entre le remblai et le sol originel et une densité similaire.

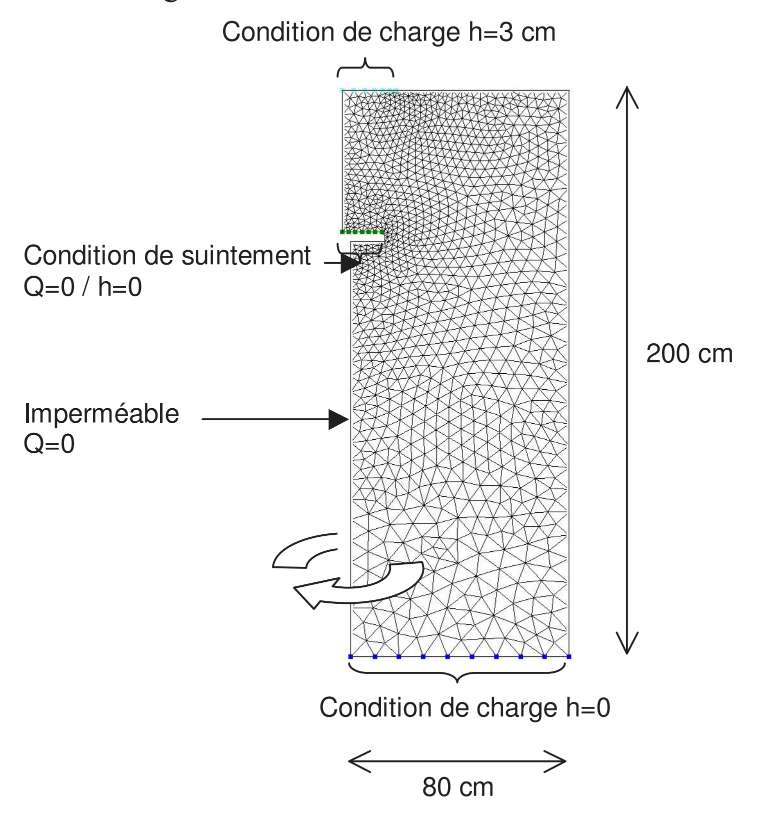


Figure III.8 : Géométrie, maillage, et conditions aux limites utilisés pour la modélisation à l'échelle du profil.

La symétrie cylindrique ne permet pas de représenter la pente du terrain ni celle des horizons de sol. On suppose donc que l'effet de celle-ci est négligeable. Ceci s'appuie sur une comparaison préalable d'un domaine 2D plan en pente et d'un domaine 2D axisymétrique, qui ne montre pas de différence significative sur les flux simulés au niveau du lysimètre.

La condition de surface est décrite par une condition de charge constante h=+3cm, répartie sur une surface circulaire de 20 cm de diamètre, et par une condition de flux nul sur le reste de la limite. La limite inférieure du domaine est décrite par une condition de charge nulle constante dans le temps, représentant le toit de la nappe. Les limites latérales sont décrites par des conditions de flux nul, justifiées par la symétrie en ce qui concerne la limite centrale et par la distance à la source en ce qui concerne la périphérie du cylindre. Le collecteur du lysimètre est décrit par une condition de suintement c'est à dire imperméable en régime non saturé et à potentiel atmosphérique en régime saturé.

Les dimensions du domaine ont été déterminées de sorte à pouvoir négliger l'influence des conditions imposées sur la limite latérale périphérique et sur la limite inférieure.

2.2.1.2. Conditions initiales

Elles sont estimées grâce aux mesures de potentiel réalisées quelques minutes ou quelques heures avant les expériences d'infiltration. Deux profils moyens doivent être considérés car le profil E a été caractérisé à une date différente des profils F, G et H. Les profils moyens simulés sont directement inspirés des potentiels mesurés aux profondeurs -15 cm, -40 cm et -80 cm.

Nous souhaitons également tester des profils intégrant l'incertitude sur la mesure du potentiel. Pour cela, nous testons des profils dérivés des profils moyens par ajout d'une incertitude arbitraire égale à ±15 cm.

Les profils de potentiels testés sont illustrés dans la Figure III.9. Le profil moyen est noté *Pm*, le profil bas, supposant qu'on surestime le potentiel de 15 cm, est noté *Pb* et le profil haut, supposant qu'on sous-estime le potentiel de 15 cm, est noté *Ph*. Seuls les profils *Pm* et *Ph* sont représentés car l'hypothèse *Pb* s'avère peu pertinente et n'est pas utilisée dans les résultats présentés.

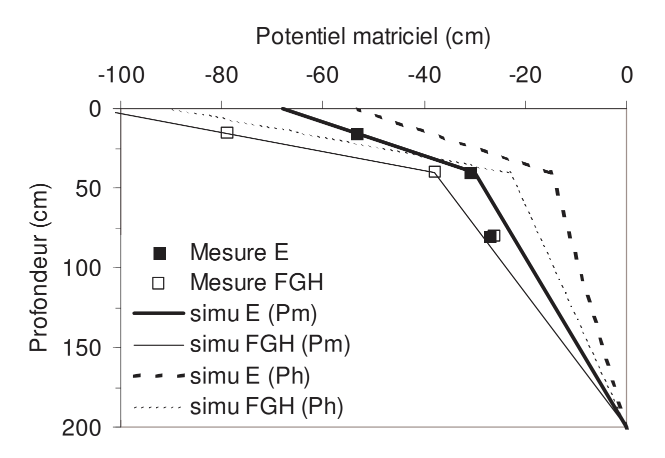


Figure III.9 : Profils de potentiels mesurés avant les expériences d'infiltration et simulés comme état initiaux.

2.2.2. Flux simulés

Les différents jeux de paramètres sont d'abord évalués sur la phase de régime permanent c'est à dire en conditions saturées, puis sur la phase de régime transitoire. L'enjeu associé au régime permanent est de reproduire la valeur absolue du flux mesuré à -50 cm. L'enjeu associé au régime transitoire est de reproduire le temps d'arrivée du flux à -50 cm.

Les perméabilités des trois hypothèses Cb, Cm et Ch sont rappelées dans le Tableau III.8.

Tableau III.8 : Perméabilités ajustées pour les hypothèses Cb, Cm, Ch.

Horizon	Hypothèse de perméabilité		
	Cb	Cm	Ch
0-10cm	520	680	1010
10-30cm	50	140	430
30-90cm	10	60	330
>90cm	10	60	330

2.2.2.1. Analyse du régime permanent

Le régime saturé permet d'évaluer le paramètre de conductivité hydraulique à saturation, en s'affranchissant notamment de l'état initial. Pour cela, les trois hypothèses de conductivité sont arbitrairement associées à l'hypothèse moyenne concernant l'état initial du profil E : Cb-PmE, Cm-PmE, Ch-PmE. Les flux simulés au niveau de la limite de suintement décrivant les lysimètres sont illustrés par la Figure III.10 et le Tableau III.9.

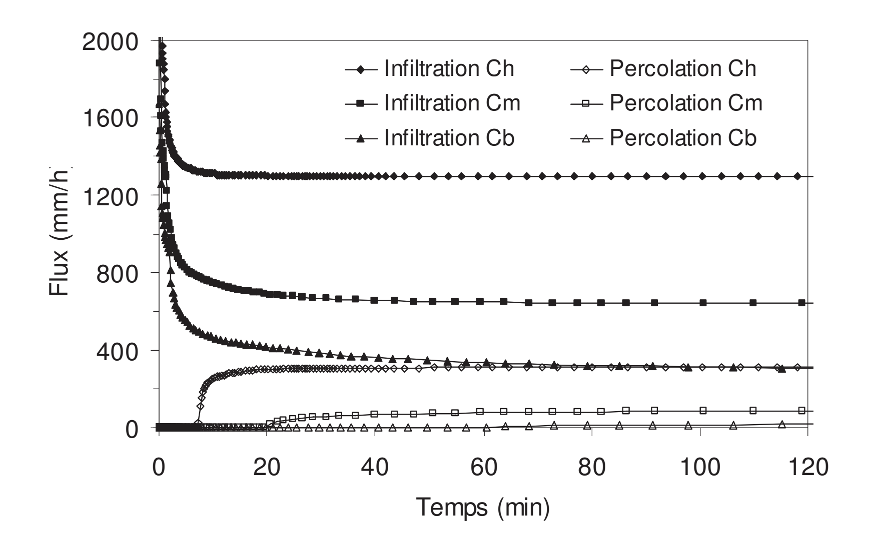


Figure III.10 : Flux simulés en surface et dans les lysimètres, via les trois hypothèses de conductivité.

Tableau III.9 : Comparaison des valeurs de flux stabilisé mesurées sur les différents profils, avec les valeurs simulées, selon les hypothèses de conductivité basse (Cb), moyenne (Cm) et haute (Ch).

Flux simulé (mm/h)			Hyp. Cb	Hyp. Cm	Hyp. Ch
	Surface		310	640	1300
	z=-50cm		19	87	310
Flux mesuré (mm/h)		Profil E	Profil F	Profil G	Profil H
	Surface	750	880	325	810
	z=-50cm	90 / 75	330 / 370	50 / 60	115 / -

Le flux simulé en régime permanent sur la limite de suintement semble directement lié à la perméabilité de l'horizon [30-90 cm] (cf Tableau III.8). On en déduit que la comparaison des flux simulés et mesurés en régime permanent dans les lysimètres permet essentiellement

de valider le paramètre K_s de cet horizon. Le flux simulé en surface semble surtout lié à la perméabilité de l'horizon [0-10 cm] dans les hypothèses Cm et Ch. En revanche, dans l'hypothèse Cb, le flux infiltré semble contrôlé par la perméabilité de l'horizon [10-30 cm]. L'étude du flux infiltré simulé nous renseigne donc sur le paramètre K_s de ces horizons.

Les valeurs de flux simulées avec les trois hypothèses sont sensiblement différentes. Ceci confirme la sensibilité du modèle au paramètre K_s. Au niveau des lysimètres, les flux simulés avec les hypothèse Cm et Ch sont cohérents avec les flux mesurés expérimentalement. Ainsi, l'hypothèse Cm rend bien compte des flux observés à 50 cm sur les profils E, G et H et l'hypothèse Ch rend bien compte du profil F. L'hypothèse Cb apparaît quant à elle peu pertinente pour le flux à 50 cm. En surface, c'est l'hypothèse Cm qui semble la plus pertinente excepté pour le profil G où l'hypothèse Cb rend mieux compte du flux infiltré en surface. L'hypothèse Ch apparaît peu pertinente pour représenter le flux en surface.

Ceci montre que l'hypothèse moyenne Cm ne rend pas compte, à elle seule, des flux mesurés sur tous les profils, même si c'est l'hypothèse qui semble la plus représentative. Les flux peuvent être localement plus faibles en surface, ou localement plus forts à –50 cm, que ce que prévoit cette hypothèse. Ces hétérogénéités peuvent respectivement s'expliquer par un mat racinaire localement peu épais, ce qui induit un contrôle par l'horizon sous-jacent ou par la présence localisée de macropores. L'utilisation de différentes hypothèses de perméabilité se justifie donc par le souhait de rendre compte de ces différentes situations.

Ces résultats montrent aussi que les conditions aux limites utilisées et l'équation de Richards rendent bien compte des flux d'eau mesurés en surface et dans les lysimètres en régime permanent.

2.2.2.2. Analyse du régime transitoire

Le régime transitoire dépend de la totalité des paramètres décrivant les courbes $h(\theta)$ et $K(h)$ et de l'état initial. Les résultats obtenus avec l'état initial observé le jours des expériences sur les profils F, G et H sont illustrés par la Figure III.11. Les résultats obtenus avec le profil E sont rappelés pour comparaison.

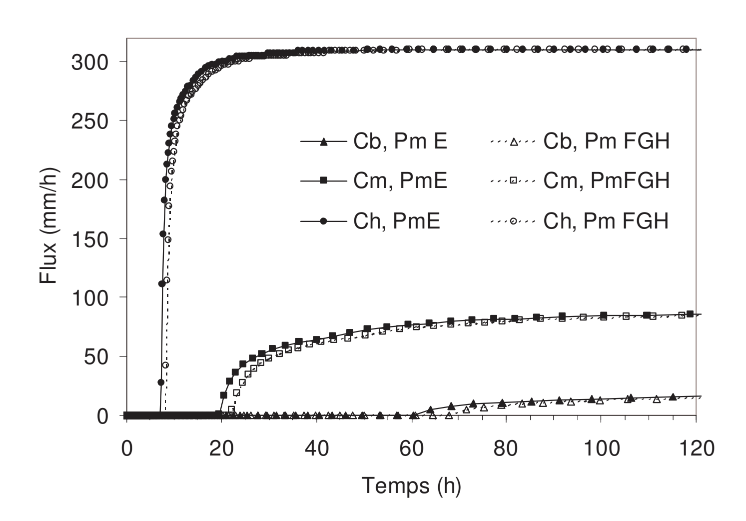


Figure III.11 : Flux simulé dans le lysimètre suivant 3 hypothèses de conductivité haute (Ch), moyenne (Cm) et basse (Cb).

Tableau III.10 : Comparaison des temps caractéristiques du régime transitoire mesurés et simulés avec l'état initial ajusté sur les mesures. Le temps de stabilisation correspond au temps nécessaire pour atteindre 80 % du flux asymptotique.

		E (X=35 cm)	F (X=210 cm)	G (X=385 cm)	H (X=560 cm)
Temps mesurés	Apparition (min)	8 / 5	3	16 / 16	11 / -
	Stabilisation (min)	29 / 9	5	43 / 49	20 / -
Temps simulés	Hypothèse	Cb / Cm / Ch		Cb / Cm / Ch	
	Apparition (min)	60 / 20 / 7		68 / 22 / 8	
	Stabilisation (min)	122 / 47 / 10		130 / 54 / 11	

On constate que, comme pour les flux, les dynamiques simulées avec les trois hypothèses de conductivité sont sensiblement différentes, le temps d'apparition du flux dans le lysimètre et le temps de stabilisation étant inversement proportionnels aux valeurs de conductivité.

Les temps d'apparition et de stabilisation simulés avec les hypothèses moyenne (Cm) et haute (Ch) sont du même ordre de grandeur que les temps d'apparition mesurés.

Cependant, on constate sur certains profils qu'il n'y a pas de concordance des hypothèses pour représenter à la fois les flux et les temps d'apparition. Par exemple, les flux observés sur les profils E et H sont bien reproduits par l'hypothèse Cm (cf Tableau III.9) or les temps caractéristiques associés sont surestimés. Les temps observés sont plus proches de l'hypothèse Ch. De même, le flux observé sur le profil F est bien reproduit par l'hypothèse Ch mais les temps caractéristiques associés sont surestimés.

Le fait que le modèle ne rende pas compte, de façon complètement satisfaisante, de la période transitoire peut être dû à une représentation imprécise de l'état hydrique initial, en

l'occurrence à un état initial simulé trop sec. Nous choisissons donc de tester l'hypothèse d'un état hydrique initial « humide » (Ph), associée à une conductivité moyenne à haute (Cm et Ch). Les résultats sont illustrés par le Tableau III.11.

Tableau III.11 : Comparaison des temps caractéristiques du régime transitoire mesurés et simulés avec l'hypothèse d'état initial « humide ». Le temps de stabilisation correspond au temps nécessaire pour atteindre 80 % du flux asymptotique

		E (X=35 cm)	F (X=210 cm)	G (X=385 cm)	H (X=560 cm)
Temps mesurés	Apparition (min)	8 / 5	3	16 / 16	11 / -
	Stabilisation (min)	29 / 9	5	43 / 49	20 / -
Temps simulés	Hypothèse	Cm / Ch		Cm / Ch	
	Apparition (min)	15 / 6		19 / 7	
	Stabilisation (min)	38 / 8		46 / 10	

Le fait de simuler un état initial plus proche de la saturation permet effectivement de réduire le temps d'arrivée simulé : le gain est de 1 min dans l'hypothèse Ch et de 5 min dans l'hypothèse Cm. Cependant, même si les écarts sont faibles (quelques minutes seulement) entre les temps mesurés et les temps simulés, cette hypothèse ne suffit pas à expliquer complètement la rapidité de propagation observée. On en déduit qu'il existe des voies d'écoulements non homogènes, de type macroporal, non représentés par l'équation de Richards. Le faible écart permet néanmoins de supposer que l'impact de ces écoulements en terme de flux restera modéré à l'échelle d'un événement naturel, dont la durée est généralement de plusieurs dizaines de minutes

2.3. Conclusion concernant l'hydrodynamique

Les propriétés hydrodynamiques du sol ont été déterminées à l'aide de plusieurs méthodes complémentaires et à différentes profondeurs. La complémentarité des différentes méthodes utilisées a permis de caractériser les propriétés hydrodynamiques à la fois en régime saturé et non saturé. La comparaison des mesures obtenues à différentes profondeurs montre qu'il faut distinguer différents horizons dans le profil : un horizon [0-10 cm] correspondant au mat racinaire, et les horizons [10-30 cm], [30-90 cm] et [>90 cm] pour décrire une baisse apparente de la perméabilité et de la porosité avec la profondeur. Ces résultats suggèrent l'existence d'une porosité structurale importante dans les horizons de surface et une perte de cette structure avec la profondeur. Ils suggèrent en outre une hétérogénéité spatiale significative de la perméabilité. Ils ont permis d'ajuster les courbes $K(h)$ et $\theta(h)$ nécessaires à la modélisation. Trois hypothèses, basse, moyenne et haute, ont été ajustées pour rendre compte de l'hétérogénéité spatiale de la perméabilité.

Les courbes $K(h)$ et $\theta(h)$ ajustées ont été confrontées à des mesures de flux réalisées en surface et dans les lysimètres, lors d'expériences de mise en charge localisée du sol, réalisées

au-dessus de ces derniers. Ces expériences ont été reproduites numériquement à l'aide du modèle Hydrus 2D (Simunek et al., 1999). Les résultats obtenus montrent que les perméabilités ajustées rendent bien compte des flux observés en régime saturé. Ils confirment qu'un jeu de perméabilité unique ne permet pas de rendre compte de façon exhaustive des flux observés sur différents profils et que les hypothèses haute et basse ajustées encadrent de façon satisfaisante la gamme des flux observés. Les résultats montrent aussi que le modèle ne rend pas compte de la rapidité de propagation des flux, probablement liée à des structures macroporales, non représentées par l'équation de Richards. On note cependant que le retard dans la propagation simulée est faible, de l'ordre de quelques minutes. **On considère donc que le modèle Hydrus 2D reste apte à rendre compte des flux dans le sol étudié**.

Les propriétés hydrodynamiques mises en évidence dans le sol d'étude amènent la question du transport des pesticides. En effet, le potentiel de rétention de la zone racinaire est-il suffisant pour induire une rétention efficace malgré une perméabilité élevée dans toute la zone racinaire, des vitesses d'écoulement elles aussi élevées et l'existence probable de voies d'écoulement préférentiel ?

3. Description du processus d'adsorption du Diuron

Le processus d'adsorption du Diuron a été caractérisé expérimentalement, dans le cas particulier du sol du site expérimental, à travers la détermination de l'isotherme et de la cinétique d'adsorption.

Des coefficients de partage peuvent être trouvés dans la littérature, mais l'incertitude liée à l'extrapolation de ces valeurs au sol étudié est grande, car les facteurs de variation potentiels sont nombreux : pH, humidité initiale de l'adsorbant (Margoum, 2003), niveau de concentration dès lors que l'isotherme n'est pas linéaire, ratio sol/eau (Gaillardon and Dur, 1995), mode d'agitation (Margoum, 2003), teneur en carbone organique de l'adsorbant (Stoeckel et al., 1997), nature de la matière organique (Benoit et al., 1999), teneur en argile (Staddon et al., 2001) ou présence d'élément complexant comme le cuivre (Dakhel, 2001). De plus, en ce qui concerne le Diuron, il n'existe apparemment pas de consensus sur la forme de l'isotherme, concave ($n>1$) d'après Louchart (2005), linéaire d'après Margoum (2003).

Il n'existe par ailleurs que peu de données concernant la cinétique d'adsorption du Diuron pour des temps de contacts faibles (de l'ordre de la dizaine de minute), exceptés ceux de Margoum (2003) et Gaillardon (1995). Mais Margoum (2003) montre que la cinétique de réaction varie avec la nature du substrat et son premier point est à $t=10$ minutes. Les résultats de Gaillardon (1995) semblent difficilement transposables du fait de concentrations de dopage très fortes (supérieures à 1 mg/L), peu représentatives d'un ruissellement de surface.

3.1. Isothermes d'adsorption

Les horizons caractérisés sont les suivants : [0-5 cm], [5-20 cm], [20-50 cm] et [50-100 cm] dans le sol enherbé, les végétaux présents à la surface de la parcelle enherbée, ainsi que les horizons [0-20 cm] et [20-50 cm] du sol de vigne.

Les isothermes sont déterminées sur la base de quatre concentrations de dopage représentatives d'un écoulement de surface en sortie de parcelle : 5 µg/L, 20 µg/L, 100 µg/L et 500 µg/L.

Les résultats obtenus sur le sol enherbé sont représentés dans un référentiel logarithmique, de façon à linéariser le modèle de Freundlich, représenté par l'équation (III.1).

(III.1)
$$c = k \times s^n$$
$$\Leftrightarrow Ln(c) = Ln(k) + n \times Ln(s)$$

où s est la concentration de la phase solide [M.M^{-1}], c la concentration de la phase liquide [M.L^{-3}], k [L^3.M^{-1}] et n [-] des coefficients empiriques.

L'ajustement de ce modèle sur les résultats expérimentaux est illustré par la Figure III.12.

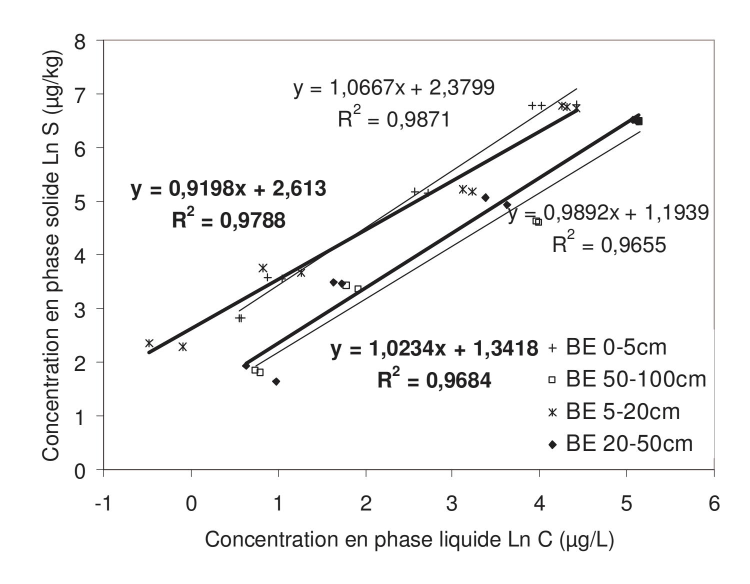


Figure III.12 : Isothermes d'adsorption du Diuron sur les différents horizons du sol enherbé.

Les valeurs du coefficient de pente n représentées sont toutes très proches de l'unité et situées de part et d'autre de celle-ci. On peut donc considérer que le coefficient n n'est pas significativement différent de 1 et en déduire que le modèle d'isotherme linéaire est acceptable pour le sol enherbé. Les résultats obtenus sur le sol de vigne sont similaires et les résultats obtenus sur le matériau végétal sont trop peu nombreux, avec deux concentrations de dopage testées, pour justifier l'utilisation d'un modèle non linéaire.

On détermine donc des coefficients de partage sol/eau à l'équilibre K_D définis comme le rapport s/c, de la concentration sur la phase solide et de la concentration en phase liquide, obtenu à 24 heures. Les résultats obtenus sont rassemblés dans le Tableau III.12 et illustrés par la Figure III.13. Ces résultats intègrent les coefficients déterminés à 24 heures lors de l'étude cinétique.

Tableau III.12 : Coefficients de partage K_D (L/Kg) déterminés pour le Diuron à différentes concentrations, sur différents horizons de la parcelle enherbée (BE) et de la vigne. Le point à 20 µg/L a été caractérisé à deux reprises, lors de la détermination de l'isotherme (i) et de la cinétique (c). Les chiffres en italiques correspondent aux écart-types déterminés sur 2 à 3 (points à 500 µg/L) répétitions.

Concentration de dopage	5 µg/L (2 rép.)	20 µg/L (i) (2 rép.)	100 µg/L (2 rép.)	500 µg/L (3 rép.)	20 µg/L (c) (2 rép.)	Moyenne (L/kg)
BE 0-5cm	9,6 ±0,2	13,6 ±1,9	12,5 ±1,5	14,2 ±1,2	18,6 ±0,0	**14,3 ±3,7**
BE 5-20cm	13,8 ±4,3	14,8 ±5,3	7,6 ±0,8	11,3 ±1,2	17,3 ±0,4	**13,0 ±3,7**
BE 20-50cm	2,8 ±1,2	6,0 ±0,6	4,5 ±1,2	4,0 ±0,2	6,2 ±1,0	**4,7 ±1,4**
BE 50-100cm	2,9 ±0,2	4,7 ±0,7	1,9 ±0,1	3,8 ±0,1	-	**3,3 ±1,2**
BE végétaux	-	33,4 ±8,5	40,5 ±4,2	-	-	**36,9 ±5,0**
Vigne 0-20cm	0,9 ±0,4	3,6 ±1,2	3,7 ±0,1	4,6 ±0,2	-	**3,2 ±1,6**
Vigne 20-50cm	1,7 ±0,2	2,7 ±0,6	2,6 ±0,4	2,4 ±0,2	-	**2,4 ±0,5**

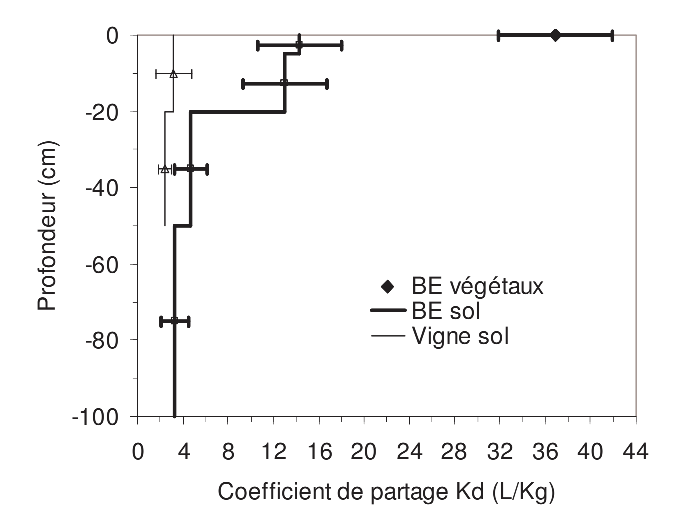


Figure III.13 : Coefficients de partage moyens déterminés sur les différents horizons de la parcelle enherbée (BE) et de la parcelle de vigne. Les points représentent des moyennes et les barres des écart-types correspondant aux mesures réalisées à différentes concentrations de dopage.

L'incertitude sur chaque coefficient de partage est faible : la majorité des points présente un coefficient de variation inférieur à 20 %. En revanche, lorsqu'on fait la moyenne des K_D obtenus à différents niveaux de concentration, l'incertitude augmente : la majorité des horizons présente un coefficient de variation compris entre 20 et 30 %.

Il existe une différence nette entre les capacités de rétention du sol de vigne et du sol enherbé, celui-ci présentant des coefficients de partage 4 fois supérieurs dans l'horizon 0-20 cm et 2 fois supérieurs dans l'horizon 20-50 cm.

On constate de même qu'il existe une grande différence entre le matériau végétal et le sol de la bande enherbée, le premier présentant un K_D plus de deux fois supérieur à celui de l'horizon 0-20 cm et environ 8 fois supérieur à la valeur de l'horizon 20-50 cm.

Il est aussi possible de distinguer, dans le profil de sol enherbé, une évolution de la capacité de rétention avec la profondeur : les coefficients de partage sont maximaux en surface et diminuent avec la profondeur. Cette baisse est significative entre les horizons [0-20 cm] et [20-50 cm]. La différence entre les horizons [20-50 cm] et [50-100 cm] est plus discutable. Ceci suggère donc que l'effet bénéfique du maintien d'un couvert herbeux pérenne sur le potentiel de rétention des pesticides concerne essentiellement les vingt premiers centimètres du profil de sol.

L'écart entre les horizons [0-5 cm] et [5-20 cm] ne semble pas significatif mais on peut supposer que le K_D de l'horizon [0-5 cm] est sous-estimé. En effet, l'échantillon dénommé « horizon 0-5 cm » a été obtenu après séparation du sol et du matériel végétal grossier par tamisage à 3,9 mm, très abondant dans cet horizon. Etant donnée le K_D déterminé sur le matériau végétal de surface, on peut supposer que le K_D « global » de l'horizon 0-5 cm résulte d'une pondération des valeurs déterminées sur la fraction solide et sur les parties végétales aériennes. Nous ne disposons malheureusement pas des éléments nécessaires à son estimation. A titre indicatif, (Landry, 2004) mesure dans des colonnes de sol enherbé soumises à une application de Diuron en surface, une concentration résiduelle quatre fois plus forte dans l'horizon 0-5 cm que dans l'horizon 5-10 cm sous-jacent.

Ces écarts de capacité d'adsorption ont déjà été décrits dans la littérature et expliqués par une corrélation entre le K_D et la teneur en carbone organique (Benoit et al., 1999; Madrigal et al., 2002). Cette corrélation est effectivement visible sur nos échantillons (cf Figure III.14 et Tableau III.13), ce qui autorise le calcul du coefficient K_{oc}, qui représente l'affinité de la molécule pour la matière organique. Ce coefficient peut être considéré, en première approximation, comme intrinsèque à la molécule.

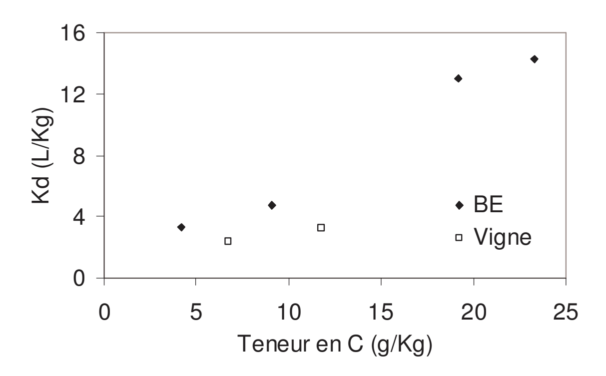


Figure III.14 : Relation entre le coefficient de partage K_D du Diuron et la teneur en carbone organique du sol.

Tableau III.13 : Valeurs de K_{oc} calculées pour les différents horizons. L'incertitude correspond à la propagation de l'incertitude sur le K_D, elle n'intègre pas l'incertitude liée à la donnée de concentration en carbone.

	Kd (L/kg)	C org. (g/Kg)	Koc (L/kg)
BE 0-5cm	14,3	23,3	614 ±159
BE 5-20cm	13	19,2	677 ±193
BE 20-50cm	4,7	9,1	516 ±154
BE 50-100cm	3,3	4,16	793 ±288
Vigne 0-20cm	3,2	11,8	271 ±136
Vigne 20-50cm	2,4	6,76	355 ±74

On constate que les coefficients K_{oc} calculés pour le sol de la bande enherbée sont cohérents avec les données de la littérature, tout en correspondant aux valeurs les plus hautes : fourchette de 29 à 902 L/kg d'après la base de donnée Agritox, avec des valeurs guide de 480 L/kg (SIRIS), 525 L/kg (Bayer Crop Science), 538 L/kg à 696 L/kg (Dupont de Nemours), soit une valeur guide moyenne de 560 ±94 L/kg. Elles sont par ailleurs supérieures aux valeurs déterminées par Gaillardon (1995) (441 et 588 L/kg), par Margoum (2003) (420 et 480 L/kg sur des sédiments de Roujan et La Jaillière) et nettement supérieures aux valeurs déterminées par Landry (2004) (de 95 à 137 L/kg). L'écart important obtenus avec ce dernier est difficile à expliquer car malgré un ratio sol/eau inférieur (1/5), la concentration de dopage utilisée est très forte (24,6 mg/L). L'écart-type associé aux valeurs déterminées ne permet pas de conclure fermement mais on peut voir dans l'écart existant entre les K_{oc} déterminés pour le sol enherbé étudié et les K_{oc} de la littérature, l'effet d'une matière organique particulièrement adsorbante car particulièrement humifiée dans un sol maintenu en herbe de nombreuses années (Benoit et al., 1999).

Les coefficients K_{oc} calculés pour le sol de vigne sont sensiblement inférieurs aux valeurs déterminées dans le sol enherbé. Ceci confirme le caractère particulièrement adsorbant de la matière organique présente dans les horizons superficiels des sols enherbés et le fait que l'adsorption du Diuron n'est pas uniquement corrélée à la teneur en carbone organique et que la nature de la matière organique et le degré d'humification interviennent aussi (Benoit et al., 1999). Le fait que le K_{oc} de l'horizon superficiel du sol de vigne soit sensiblement inférieur aux valeurs de la littérature semble difficile à justifier.

3.2. Cinétiques d'adsorption

Seuls les horizons [0-5 cm], [5-20 cm] et [20-50 cm] de la bande enherbée ont été caractérisés. Les cinétiques sont déterminées pour une concentration de dopage unique de 20 µg/L et pour des temps de contact de 2 min., 5 min., 15 min., 1 h, 6 h, 15 h et 24 h. On note que l'humidité initiale des échantillons est faible, de l'ordre de 3 % et que l'agitation est « douce ». La cinétique déterminée dans de telles conditions est probablement plus faible que

ce qu'on pourrait obtenir avec une agitation vive et un substrat humide (Margoum et al., 2003a).

Les résultats sont représentés dans le Tableau III.14 en terme d'évolution du coefficient de partage et illustrés par la Figure III.15 en terme d'avancement de la réaction. Dans la figure, l'avancement de la réaction est exprimé comme le rapport de la concentration adsorbée à l'instant considéré et de la concentration adsorbée à 24 heures, considérée comme étant représentative de l'équilibre « vrai ».

Tableau III.14 : Coefficients de partage sol/eau (L/kg) déterminés pour différents temps de contact.

	Coefficient de partage sol/eau K (L/kg)						
	2 min	5 min	15 min	1 heure	6 heure	15 heure	24 heure
BE 0-5cm	1,2	2,1	3,3	4,2	11,9	11,9	18,6
BE 5-20cm	2,6	3,1	4,1	5,2	14,3	19,9	17,2
BE 20-50cm	0,6	0,8	1,0	2,2	3,1	4,0	6,1

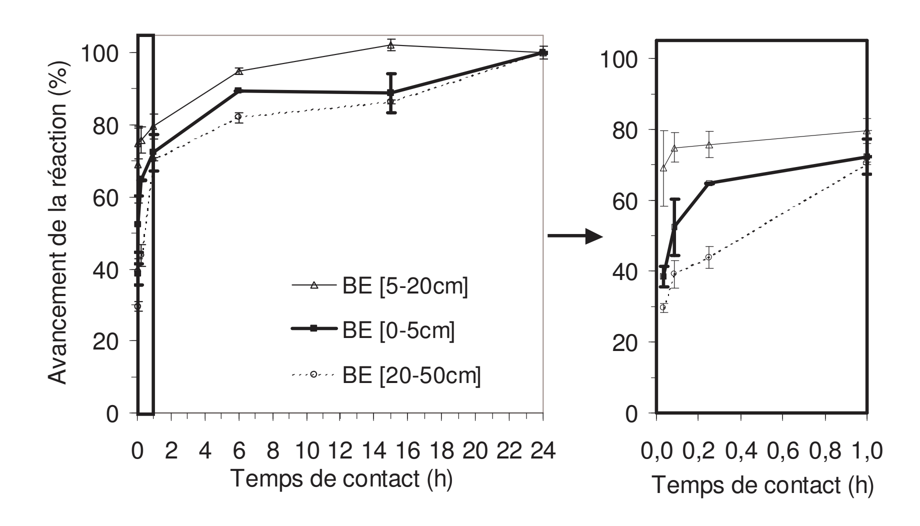


Figure III.15 : Cinétique d'adsorption du diuron sur trois horizons du sol enherbé.

Les cinétiques sont assez proches dans les différents horizons, avec des écarts maximaux de l'ordre de 10 % d'avancement. L'écart constaté entre les horizons [0-5 cm] et [5-20 cm] est difficile à justifier car ces deux horizons présentent des teneurs en matière organique (et des coefficients de partage à l'équilibre) similaires. On aurait pu s'attendre à des courbes assez proches. Cette différence peut s'expliquer, en partie, par le fait qu'il n'y a eu que deux répétitions. De plus, il est probable que la cinétique d'adsorption sur l'horizon [0-5 cm] soit sous-estimée du fait que la fraction organique grossière ne sois pas prise en compte. Au total, on suppose que la courbe obtenue pour l'horizon [0-5 cm] n'est pas représentative. L'écart entre les cinétiques déterminées sur les horizon [5-20 cm] et [20-50 cm] est, lui, cohérent avec les teneurs en matières organiques : l'adsorption est plus lente sur l'horizon [20-50 cm], comportant moins de matières organiques.

La cinétique n'est pas instantanée mais relativement rapide : pour des temps de contacts infra-horaires, représentatifs des temps de séjour des pesticides dans une zone tampon à

l'échelle d'un événement ruisselant, l'avancement de la réaction est inférieur à 80 %. Cet avancement est compris entre 30 et 70 %, suivant l'horizon considéré, pour un temps de contact de 5 min, représentatif du temps de séjour du ruissellement à la surface d'une bande enherbée d'une dizaine de mètres.

La cinétique déterminée pour le Diuron est cohérente avec les valeurs de la littérature. Gaillardon (1995) montre sur un sol argilo-limoneux que l'avancement, exprimé de la même façon que dans la Figure III.15, est compris entre 60% et 80 % à t=2 min et voisin de 90% au bout de 30 min, pour des humidités initiales de 30 et 60 %. La cinétique déterminée par Margoum (2003) sur des sédiments du bassin de Roujan montre un avancement de 51 % en 10 minutes et 77 % en 1 heure pour un substrat sec et un avancement de 68 % en 10 minutes et 84 % en une heure pour un substrat humide. Ceci suggère que la cinétique d'adsorption n'est pas fondamentalement dépendante de la nature du milieu.

4. Etude et modélisation de la propagation d'un traceur conservatif à l'échelle locale

Nous souhaitons étudier la capacité de l'équation de convection-dispersion à rendre compte du transport de polluants dans la zone racinaire. L'utilisation d'une hypothèse de transport non homogène de type eau mobile / eau immobile est ensuite envisagée et doit permettre de donner des éléments de quantification de la contribution respective des différents types d'écoulements, matriciels et macroporaux, dont l'étude des flux d'eau suggère l'existence. L'objectif est aussi de déterminer les paramètres de transport caractéristiques de la matrice solide (coefficients de dispersion, fractionnement de la porosité).

4.1. Etude expérimentale de la propagation d'un traceur dans la zone racinaire

Les expériences d'infiltration-percolation réalisées à l'échelle locale, sur les profils équipés de lysimètres, ont été accompagnées d'un traçage au chlorure de potassium (KCl), injecté à une concentration de 200 mg/L.

L'ion Cl^- est un traceur conservatif de l'eau. Ces expériences permettent donc de caractériser les propriétés de transport de la matrice solide dans l'horizon 0-50 cm (convection et dispersion), indépendamment du processus d'adsorption qui affecte aussi le transport des pesticides. L'absorption des chlorures par les végétaux est supposée négligeable à l'échelle des expériences, durant de deux à trois heures.

Nous ne présentons ici que les résultats obtenus sur les profils E, F, G et H équipés de lysimètres atmosphériques. Les résultats sont illustrés dans la Figure III.16.

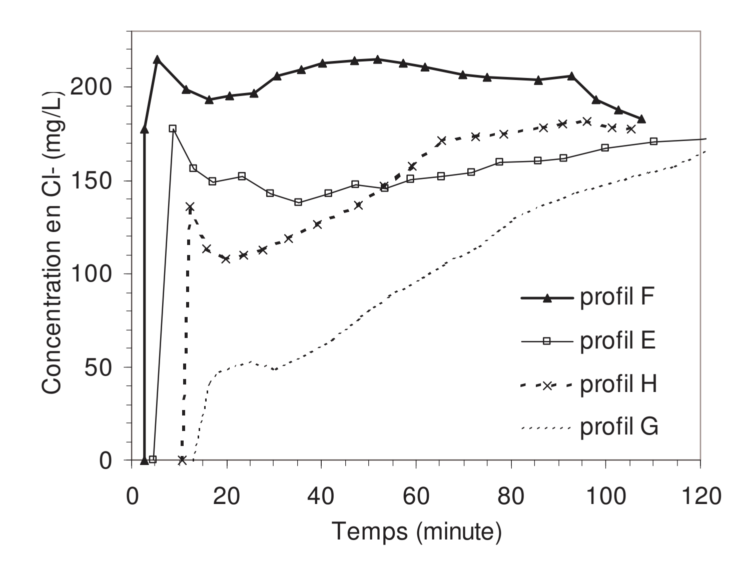


Figure III.16 : Courbe de percée du traceur Cl- enregistrée dans les lysimètres, lors des expériences d'infiltration sous charge constante.

Les courbes de percée obtenues sur les différents profils sont de formes assez différentes. On ne parle pas des différences de temps d'apparition de l'écoulement, dues à des différences dans les propriétés hydrodynamiques des profils (cf. partie 2.1.), mais de la dynamique d'arrivée du traceur, une fois l'écoulement établi. On constate ainsi que le profil G se distingue des profils E, F et H, qui présentent tous trois une concentration élevée en traceur dès le début de l'écoulement. Ces trois profils se caractérisent également par une courbe de percée en forme de selle de cheval, c'est à dire présentant un pic de concentration puis une diminution, suivie d'une remontée. Les profils E, F et H montrent aussi des différences entre eux, mais essentiellement au niveau de la concentration atteinte en début d'écoulement.

Les concentrations mesurées montrent que le flux récolté dans les lysimètres est, dès le début de l'écoulement, en grande partie constitué d'eau injectée en surface, et non d'eau du sol, dont la concentration en ions Cl^- est de l'ordre de 10 à 20 mg/L. Pourtant les mesures d'humidité faites avant les expériences montrent que le profil se trouve dans un état hydrique compris entre 50 et 70 % de la saturation. Ces résultats sont contradictoires avec l'hypothèse d'un écoulement de type piston, dans un milieu homogène, et ne peuvent s'expliquer uniquement par la perméabilité très élevée du milieu. Ils suggèrent la présence de voies d'écoulement de type macroporal entre la surface et -50 cm de profondeur. Les différences observées entre les profils E, F, G et H correspondraient alors à la contribution de ce type d'écoulement au flux total : largement majoritaire dans le profil F, majoritaire dans les profils E et H et plus faible dans le profil G.

La forme en selle de cheval suggère qu'à coté des écoulements macroporaux, existe un écoulement matriciel plus lent et de concentration plus faible (au début), du fait du mélange avec l'eau initialement présente dans le profil. Ce flux matriciel dilue les flux macroporaux

arrivant au même moment dans le lysimètre. Cette dilution ne dure pas car l'eau peu concentrée initialement présente dans le profil est progressivement chassée par l'eau injectée.

On note que, sauf sur le profil F, la concentration du flux récolté par les lysimètres n'atteint pas la concentration injectée en surface (200 mg/L) au cours de l'expérience. La première hypothèse susceptible d'expliquer ceci est que la durée des expériences est trop courte pour chasser toute l'eau contenue dans le profil, donc que la dilution du flux injecté se poursuit jusqu'à la fin de l'expérience. Ceci suggère l'existence d'une porosité peu accessible à l'écoulement, se vidangeant lentement. La deuxième hypothèse est que ce résultat est dû à un artéfact expérimental associé à la conversion *[Cl⁻]=f(Conductivité)* utilisée pour estimer les concentrations, et à un processus d'échange de cations entre la solution injectée et la matrice solide. En effet, le potassium injecté peut s'échanger avec le calcium ou le magnésium du sol, espèces moins conductrices, réduisant ainsi la force ionique totale donc la conductivité électrique de la solution échantillonnée.

4.2. Modélisation de la courbe de percée dans le lysimètre

Le domaine de modélisation, les conditions aux limites et les conditions initiales servant à la résolution de l'équation de Richards sont les mêmes que celles présentées avec les résultats de modélisation des flux d'eau.

La condition initiale de l'équation de convection-dispersion est décrite par une concentration nulle sur tout le domaine : on suppose que la concentration naturelle du milieu en ions chlorures est négligeable devant la concentration injectée. Les conditions aux limites utilisées sont des conditions de Cauchy : le modèle calcule un flux de soluté infiltré à partir d'une concentration de 200 mg/L imposée sur la limite et du flux d'eau calculé par l'équation de Richards.

La diffusion moléculaire est supposée négligeable devant la dispersion cinématique. Les coefficients de dispersivité sont déterminés par ajustement, à partir d'une première valeur estimée « par défaut », suivant une règle empirique traduite par l'équation (III.2).

(III.2)
$$D_L = \frac{L}{10}$$

où D_L est la dispersivité longitudinale [L] et L la distance caractéristique de l'écoulement [L]. Dans la situation étudiée, on considère que L correspond à la profondeur des lysimètres (50 cm).

La dispersivité transversale est déduite de la dispersivité longitudinale, suivant la règle empirique décrite par l'équation (III.3). En effet, on considère, en accord avec la littérature, que la sensibilité de l'équation de convection-dispersion à ce paramètre ne justifie pas un ajustement spécifique.

(III.3) $$D_T = \frac{D_L}{10}$$

où D_T est la dispersivité transversale [L] et D_L la dispersivité longitudinale [L].

4.2.1. Hypothèse d'un transport homogène

On suppose dans un premier temps que toute la porosité contribue de façon homogène au transport.

Le jeu des conductivités moyennes est supposé rendre compte des flux d'eau dans les profils E, G et H, de même que le jeu des conductivités hautes pour le profil F. On fait le choix de représenter l'état hydrique initial simulé par l'hypothèse la plus favorable, correspondant à un potentiel surestimé, même si l'écart entre les différentes hypothèses ne dépasse pas quelques minutes.

On teste trois valeurs de dispersivité, la valeur calculée par l'équation (III.2) et deux autres valeurs, respectivement inférieure et supérieure d'un ordre de grandeur. On ne teste pas de valeur supérieure à la longueur caractéristique *L*, de façon à conserver le sens physique de ce paramètre.

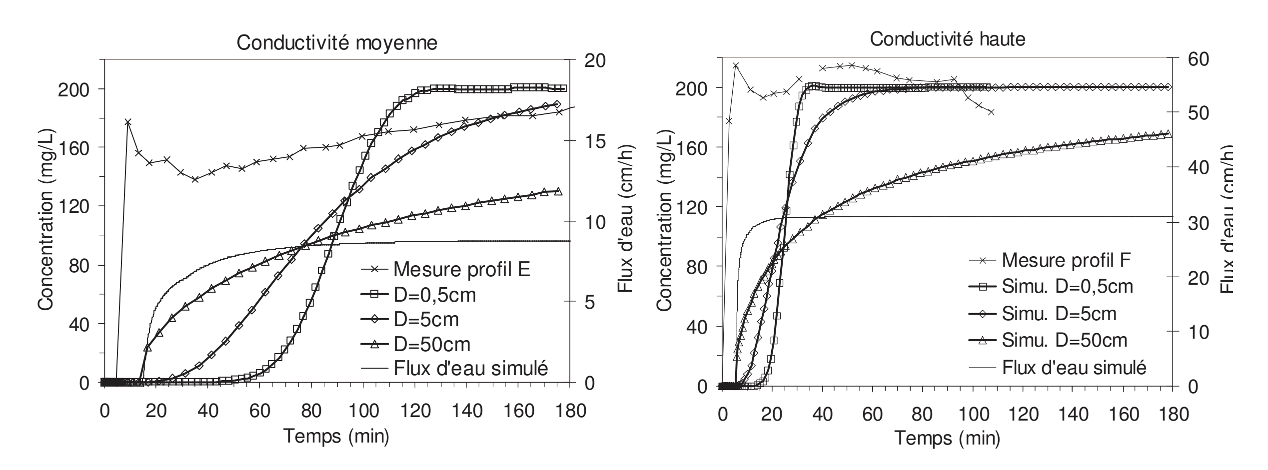


Figure III.17 : Comparaison des courbes de percée simulées dans les lysimètres selon deux hypothèses sur la perméabilité et trois hypothèses sur la dispersivité longitudinale. Les courbes mesurées sur les profil E et F figurent à titre indicatif.

L'hypothèse faite sur la conductivité hydraulique a un impact fort sur la propagation des solutés, via le terme de convection. Le temps d'arrivée du traceur est diminué dans la même proportion que celui de l'eau, lorsqu'on passe de l'hypothèse de conductivité moyenne (Cm) à l'hypothèse haute (Ch) : il est divisé par trois. Le terme de dispersion incluant aussi un terme de vitesse, l'étalement du front de propagation est, lui aussi, sensible à la perméabilité.

Le paramètre de dispersivité a également un impact sensible sur la courbe de percée simulée. On note que la dispersivité estimée par la règle (III.2) (D=5 cm) ne rend pas compte de la forme des courbes expérimentales. En revanche, la valeur supérieure (50 cm) permet de

s'en approcher. On note qu'il n'est pas surprenant de devoir utiliser une dispersivité plus grande, dans un sol probablement plus structuré, que la « moyenne ».

Malgré une dispersivité maximale testée relativement élevée (par rapport à la taille du système considéré), le modèle ne permet pas de reproduire les courbes expérimentales. Les résultats suggèrent en cela une structuration importante du milieu, induisant des flux hétérogènes, confirmant ainsi des résultats obtenus sur d'autres sols enherbés et sur des colonnes de laboratoire (Landry, 2004; Pot et al., 2003; Raturi et al., 2003). De plus, on peut supposer qu'avec la valeur de dispersivité identique à la longueur de l'écoulement, on compense déjà, « artificiellement », ce qui est en réalité un non-équilibre physique (Pot et al., 2005).

4.2.2. Hypothèse d'un transport hétérogène

Le concept d'eau mobile / eau immobile suppose qu'une fraction de la porosité ne contribue pas au transport des solutés. L'équation de convection-dispersion n'est alors résolue que dans la fraction mobile.

On souhaite évaluer si cette hypothèse, ainsi que celle d'un transfert diffusif entre les fractions mobile et immobile, permet de représenter la forme des courbes de percée obtenues expérimentalement.

Etant donné le risque de compensation déjà évoqué, entre le paramètre de dispersivité et les paramètres de non équilibre physique, ce travail d'optimisation est réalisé à partir des deux valeurs de dispersivité D_L=50 cm et D_L=5 cm.

4.2.2.1. Utilisation du concept d'eau mobile-immobile

Dans un premier temps, on teste différentes valeurs de fractionnement de la porosité (F_{mob}), avec une constante de transfert ω nulle, traduisant l'absence totale d'échange entre l'eau mobile et l'eau immobile. Les résultats obtenus sont représentés dans la Figure III.18.

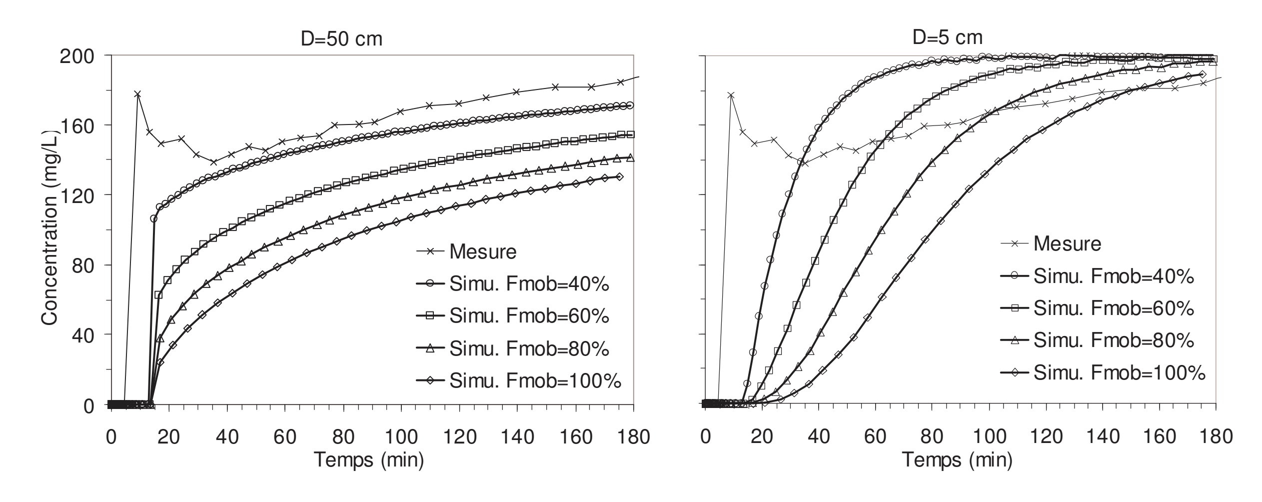


Figure III.18 : Courbes de percée simulées avec différentes hypothèses de fractionnement de la porosité (Fmob signifiant Fraction mobile) et une constante d'échange ω=0.

L'hypothèse de fractionnement de la porosité permet d'augmenter la vitesse de propagation simulée du traceur et de limiter le mélange de l'eau injectée avec l'eau initialement présente dans le profil. De fait, le nuage de soluté arrive plus vite au niveau du lysimètre et présente une concentration plus élevée, en comparaison d'une hypothèse de propagation homogène. L'accélération de la propagation s'explique par le fait que, à flux équivalent, la vitesse porale est d'autant plus grande que la section efficace d'écoulement est faible.

Ces résultats montrent que la forme de la courbe expérimentale peut être approchée de façon assez satisfaisante avec une hypothèse [D_L=50 cm et F_{mob}=40%]. Cependant, il est probable que la dispersivité très élevée compense d'autres processus. En effet, il semble peu réaliste de dire que l'écoulement se produit dans 40 % de la porosité, avec une absence totale d'échange avec le reste de la porosité. Ce résultat traduit cependant le caractère fortement hétérogène du transport.

Les résultats obtenus avec l'hypothèse plus probable [D_L=5 cm], sont à ce stade, moins réalistes, car ils ne rendent pas compte du fait que la concentration se stabilise à une valeur inférieure à la valeur injectée. En ce qui concerne l'étalement du front, l'hypothèse la plus réaliste est l'hypothèse [Fmob=40 %]. Même si le modèle ne reproduit pas exactement la courbe expérimentale, ce résultat traduit, lui aussi, le caractère fortement hétérogène du transport. On note par ailleurs qu'un coefficient de fractionnement de 40 % est cohérent avec les valeurs ajustées par *Landry* (2004) sur des colonnes de sol enherbé non déstructurées.

La différence de forme entre les courbes simulées et la courbe expérimentale représentée traduit l'existence d'un processus d'échange entre les deux porosités considérées.

4.2.2.2. Utilisation du concept de non-équilibre physique

On évalue l'hypothèse d'un processus de non-équilibre entre la fraction d'eau mobile et la fraction d'eau immobile. Pour cela, on teste différentes valeurs pour la constante de transfert ω. Cette analyse de sensibilité est illustrée par la Figure III.19.

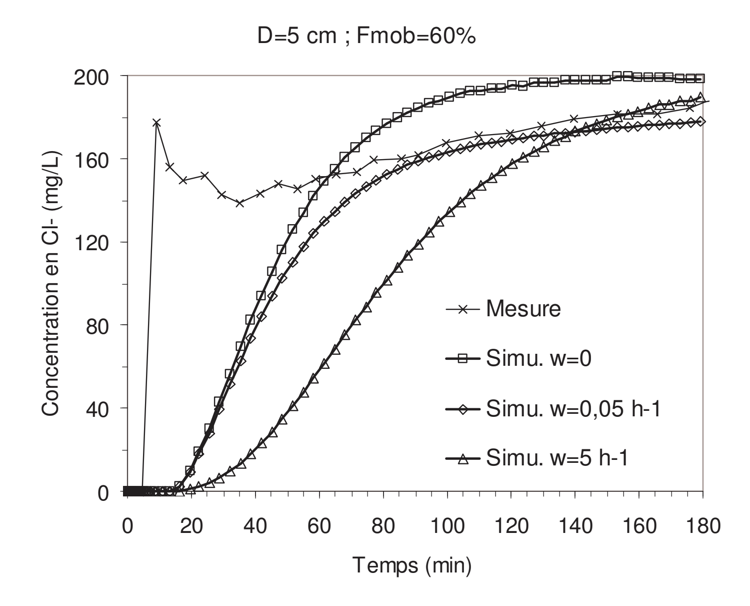


Figure III.19 : Courbes de percée simulées avec différentes hypothèses sur la cinétique d'échange entre eau mobile et eau immobile. On suppose un coefficient de fractionnement de 60 % et une dispersivité longitudinale de 5 cm.

Une constante d'échange ω=5 h^{-1} donne une courbe de percée se rapprochant de celle obtenue en l'absence de fractionnement (cf Figure III.17) : les transferts diffusifs entre fractions mobile et immobile sont si rapides, relativement à la vitesse de l'écoulement, que le transport, pourtant simulé dans la seule fraction mobile, est analogue à un transport convectif-diffusif homogène. Entre ce scénario et celui d'une absence totale d'échange (ω=0), une constante d'échange intermédiaire ω=0,05 h^{-1} donne une courbe caractérisée par un transfert en deux temps : une première phase caractérisée par une augmentation brutale de la concentration en soluté, due à un écoulement convectif rapide dans la fraction mobile, puis une deuxième phase caractérisée par une augmentation plus lente de la concentration, due un échange diffusif avec l'eau initialement contenue dans la fraction immobile. Seul ce scénario intermédiaire représente un cas de non-équilibre physique « vrai » (Lennartz and Meyer-Windel, 1995).

On constate ainsi qu'une hypothèse de non équilibre permet de rendre compte de la forme générale des courbes de percée, tout en conservant une valeur de dispersivité réaliste pour la matrice solide. La Figure III.20 illustre le réalisme (relatif) de l'hypothèse de non équilibre physique sur les différents profils analysés. Les profils E, G et H sont représentés par le jeu des perméabilités moyennes et le profil F, par le jeu des perméabilités hautes. La dispersivité de la matrice est prise égale à 5 cm.

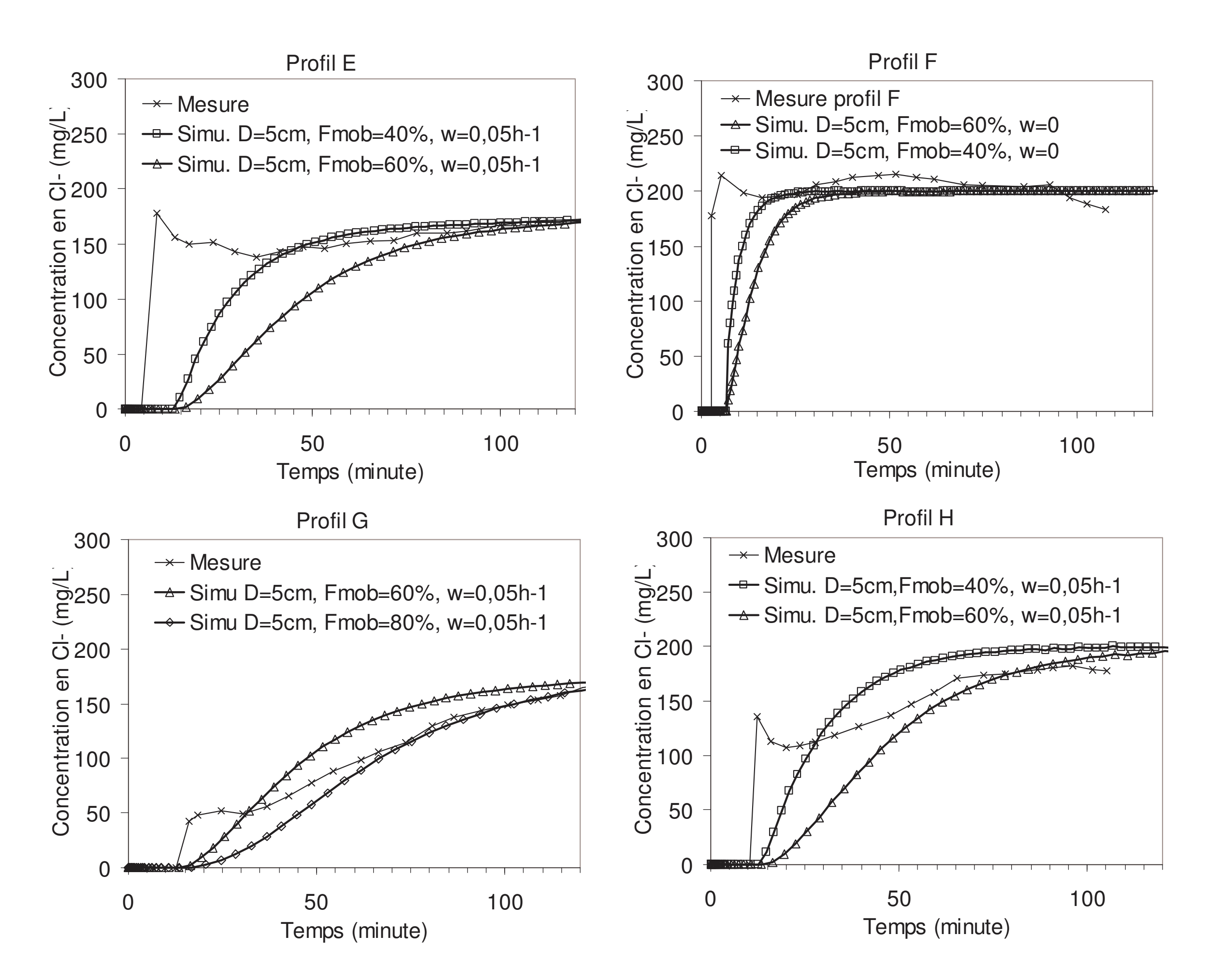


Figure III.20 : Comparaison des courbes de percée expérimentales et des courbes simulées par l'hypothèse de non équilibre physique, sur les profils E, F, G et H.

On constate que les courbes expérimentales des profils E, G et H peuvent être approchées, en supposant une dispersivité de 5 cm, une cinétique d'échange entre eau mobile et immobile de 0,05 h^{-1}, et un transport convectif limité à une fraction mobile comprise entre 40 % et 80 % de la porosité totale, suivant le profil. La courbe observée sur le profil F nécessite de supposer une absence totale d'échange avec l'eau immobile mais ce profil est jugé peu représentatif du comportement moyen.

On note que les courbes simulées ne reproduisent pas exactement le comportement observé. Elles ne reproduisent notamment pas la verticalité de la courbe dès l'apparition du ruissellement et la forme en selle de cheval, caractéristiques d'écoulements préférentiels. Ceci montre les limites du modèle utilisé. Des résultats plus réalistes peuvent être attendus d'un modèle représentant l'existence de deux niveaux de perméabilité dans la matrice (Pot et al., 2005).

Cependant, on peut considérer que les ajustements réalisés restent satisfaisants pour l'étude d'événements naturels dont la durée dépasse plusieurs dizaines de minutes. On considère donc que le milieu peut effectivement être représenté par une dispersivité de 5 cm,

un fractionnement de la porosité compris entre 40 % et 80 % mais le plus souvent voisin de 60 %, et une cinétique d'échange de l'ordre de 0,05 h^{-1} entre les deux fractions mobile et immobile.

4.3. Conclusion concernant le transport des solutés dans la zone racinaire

Le potentiel d'adsorption du Diuron sur le sol étudié a été déterminé à travers la caractérisation de l'isotherme et de la cinétique de réaction.

On montre que l'isotherme est linéaire sur la gamme de concentration [5 µg/L – 500 µg/L]. Les coefficients de partage déterminés à l'équilibre montrent que l'horizon [0-20cm] se distingue nettement des horizons [20-50 cm] et [50-100 cm] sous-jacents, en lien avec une teneur en matière organique nettement plus élevée. L'horizon [0-20cm] distingue aussi nettement le sol enherbé du sol cultivé, en lien notamment avec une teneur en matière organique plus élevée dans le sol enherbé, mais pas uniquement, d'autres facteurs non identifiés semblant favoriser l'adsorption dans le sol enherbé, ou l'inhiber dans le sol de vigne. L'horizon [20-50 cm] du sol enherbé présente aussi un coefficient de partage supérieur à l'horizon [20-50 cm] du sol de vigne mais la différence est moins grande. On en déduit que l'effet bénéfique du maintien d'un couvert herbeux pérenne concerne essentiellement l'horizon [0-20 cm]. On note que les mesures n'ont pas permis de distinguer un potentiel d'adsorption spécifique du mat racinaire [0-5 cm]. Mais ceci s'explique probablement par le fait que la fraction végétale de cet horizon n'est pas prise en compte alors qu'elle représente une surface d'échange importante et qu'elle se caractérise par un coefficient de partage très élevé, si on se base sur la très forte valeur déterminée sur la partie aérienne du couvert végétal. Le potentiel de rétention dans le mat racinaire est donc probablement sous-estimé par nos mesures.

La cinétique de réaction déterminée montre que 30 % à 70 % de l'adsorption observable à 24 heures est atteint en moins de 2 minutes, et que 70 à 80 % est atteint en 1 heure. Les coefficients de partage associés sont compris entre 0,6 L/kg et 2,6 L/kg à 2 minutes, entre 2,2 L/kg et 5,2 L/kg au bout d'une heure, pour une valeur à l'équilibre comprise entre 6 et 18 L/kg. La cinétique est significativement plus rapide dans l'horizon [0-20 cm] que dans l'horizon [20-50 cm], ce qui peut être relié au taux de matière organique, donc au nombre de sites d'adsorption.

Un exercice de modélisation a été mené sur la base de mesures de concentrations réalisées dans les lysimètres, au cours d'expérience d'infiltration sous charge constante, avec traçage conservatif. Les données montrent des courbes de percée non standard, traduisant clairement un transport préférentiel. Ceci est confirmé par modélisation : l'équation de convection-dispersion ne permet pas, si on suppose un transport homogène, de reproduire la propagation des solutés dans la zone racinaire. On surestime le délai d'apparition des flux dans les lysimètres et la dynamique d'arrivée des solutés, sauf à supposer une dispersivité irréaliste de la matrice solide. Le modèle permet de mettre en évidence un processus de non

équilibre physique, traduisant le fait que le transport convectif se fait uniquement dans une fraction restreinte de la porosité, avec des échanges plus lents, de type diffusif, entre les fractions mobiles et immobiles de la porosité ainsi distinguées. Bien que ne reproduisant pas exactement la forme des courbes de percée expérimentales, le modèle utilisé est jugé satisfaisant pour rendre compte de la propagation des solutés dans la zone racinaire, à l'échelle d'un événement ruisselant naturel, car le retard de la propagation simulée sur la propagation observé est faible, de l'ordre de quelques minutes. Des propriétés caractéristiques de la matrice ont ainsi été déterminées : une dispersivité longitudinale de 5 cm, un transport convectif limité à une fraction mobile avoisinant 60 % de la porosité totale, et une cinétique d'échange du premier ordre entre les deux types de porosité, caractérisée par une constante cinétique ω=0,05 h^{-1}.

Au final, l'étude du processus d'adsorption montre un potentiel d'adsorption important dans la zone racinaire, mais associé à une cinétique non instantanée. L'étude de la propagation d'un traceur dans cette même zone racinaire montre l'existence d'un transport rapide, probablement préférentiel. Par conséquent, ces résultats posent avec insistance la question de la rétention des pesticides infiltrés dans la zone racinaire. Cette question est abordée à l'échelle macrosopique de la placette, dans le chapitre VI.

Chapitre IV : Etude des flux d'eau dans une bande enherbée interceptant un ruissellement

L'objectif de ce chapitre est de proposer une analyse mécaniste des flux d'eau se produisant en surface et en subsurface, dans la bande enherbée instrumentée, lorqu'un ruissellement se produit. On pose ainsi les bases préalables à l'étude des flux de soluté et notamment des flux de Diuron, qui fait l'objet du chapitre suivant.

Expérimentation et modélisation sont utilisées de façon complémentaire dans le but d'établir puis de conforter des hypothèses à partir des observations. Notre approche repose sur deux jeux de données représentant des situations contrastées : l'un acquis en conditions naturelles et l'autre en conditions artificielles.

1. Analyse expérimentale de deux événements contrastés

1.1. Description des événements étudiés

1.1.1. L'événement naturel du 12 août 2004

Cet événement a été enregistré pendant la campagne de suivi en continu du dispositif expérimental qui a débuté en juin 2004 et a été arrêtée en juillet 2005. Plusieurs autres événements ont été enregistrés, notamment pendant l'été 2004, mais les données ne présentent pas le même intérêt que celles du 12 août : la plupart des événements n'engendre pas d'écoulement à l'exutoire (cf annexe 9) et les deux autres événements ayant engendré un écoulement, enregistrés le 17 août et le 19 août, ont fait débordé les lysimètres à mèches (les lysimètres atmosphériques ont été installés en 2005), empêchant la quantification des flux percolés. Seuls deux événements ont été enregistrés en 2005. L'un, exceptionnel, a fait débordé l'ensemble des lysimètres, à mèche et atmosphérique, et l'autre n'a pas encore été analysé.

1.1.1.1. Etat hydrique initial du système

Seule l'humidité de la couche de sol 0-40 cm est connue (cf Figure IV.1). En effet, nous ne disposons pas à cette date de donnée tensiométrique et de donnée piézométrique.

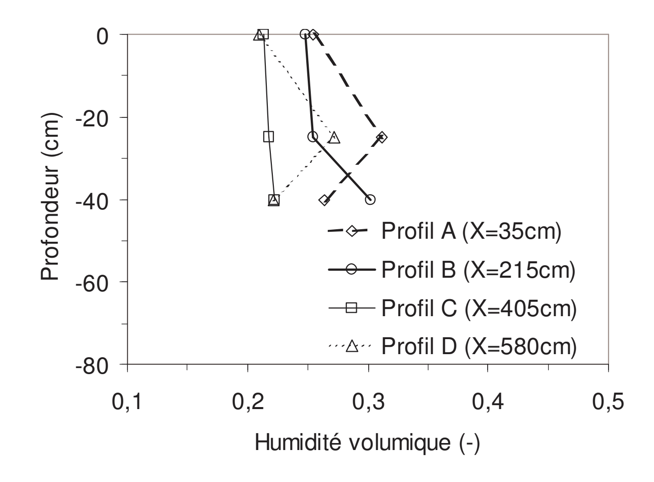


Figure IV.1 : Mesures humidimétriques enregistrées une heure avant l'événement du 12 août 2004.

Les valeurs mesurées sont comprises entre 0,2 et 0,3 cm^3/cm^3, ce qui correspond à des potentiels matriciels inférieurs à -100 cm d'après les courbes de rétention établies au chapitre III. Etant donné que la teneur volumique eau du sol à saturation est de l'ordre de 0,4 cm^3/cm^3 sous le mat racinaire et de 0,5 cm^3/cm^3 dans le mat racinaire, on en déduit que la capacité de stockage de l'horizon [0-50 cm] est de l'ordre de 60 mm à 110 mm avant l'événement.

On constate une certaine variabilité entre les quatre profils instrumentés, qui ne permet pas de distinguer d'évolution du profil d'humidité d'amont en aval de la placette. Cette variabilité s'explique selon nous par un artéfact lié à l'utilisation d'une équation d'étalonnage unique pour tous les capteurs, plus que par une réelle hétérogénéité dans l'état hydrique du milieu. On suppose celui-ci relativement homogène à l'échelle de la placette.

1.1.1.2. Flux entrant dans le système : ruissellement et pluie

Caractéristiques des flux.

Les caractéristiques hydrauliques des flux entrant dans le système sont résumées dans le Tableau IV.1 et illustrées par la Figure IV.2. Les flux instantanés et cumulés sont rapportés à la surface de la placette expérimentale, c'est à dire 25,2 m^2.

Tableau IV.1 : Caractéristiques des flux mesurés en surface lors de l'événement du 12 août 2004.

	Durée (min)	Volume (mm)	Débit moyen (mm/h)	Débit max. (mm/h)
Ruissellement	45	81 ±2	108	391
Pluie	50	16 ±0,1	19	97

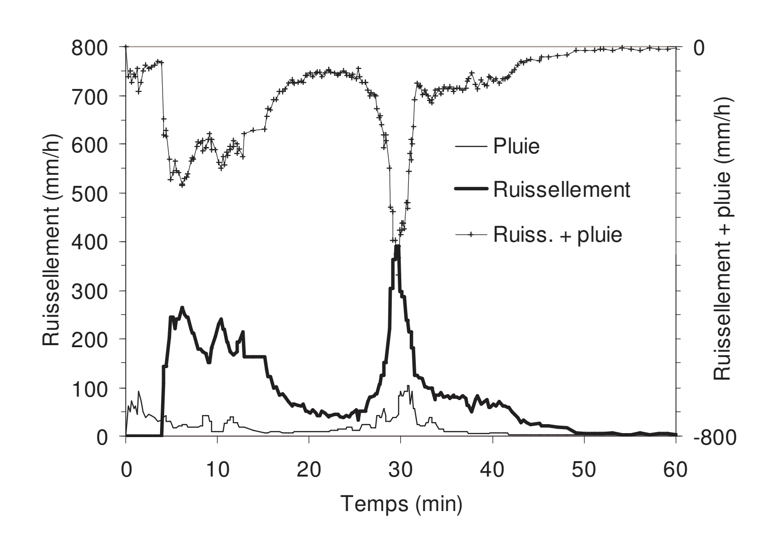


Figure IV.2 : Flux de surface entrant dans le système lors de l'événement du 12 août 2004. La courbe représentée selon un axe des ordonnées inversé correspond au flux total reçu par la placette. C'est la représentation qui sera utilisée par la suite.

Représentativité de l'événement du 12 août 2004.

La représentativité de l'évènement est exprimée à travers une pluie source équivalente, d'intensité et de durée correspondant à l'intensité moyenne et au volume total reçus par le système, pluie et ruissellement confondus. Cette pluie source est calculée sur la base d'une hypothèse sur la surface ruisselante, exprimée de façon adimensionnelle par le ratio *Surface enherbée / Surface ruisselante* et d'une hypothèse sur le coefficient de ruissellement de cette surface (noté *Cr*), selon la formule suivante :

$$Flux\ entrant = \frac{Pluie \times Cr}{Surf.enherbée / Surf.ruisselante} + Pluie$$

$$\Leftrightarrow Pluie = \frac{Flux\ entrant}{1 + \frac{Cr}{Surf.enherbée / Surf.ruisselante}}$$

On choisit de considérer deux valeurs pour le ratio *Surface enherbée / Surface ruisselante* : la valeur correspondant à la configuration du site expérimental (1/110) et une valeur idéale souvent conseillée dans la littérature concernant l'aménagement des bandes enherbée pour réduire les pollutions diffuses par les pesticides (1/10). On choisit également deux hypothèses sur le coefficient de ruissellement de la parcelle source (10% et 20%) qui correspondent à des valeurs réalistes en parcelles cultivées. Les valeurs équivalentes calculées sont présentées dans le Tableau IV.2.

Tableau IV.2 : Volume et intensité moyenne équivalents à l'événement du 12 août 2004.

	Volume (mm)				Intensité (mm/h)			
Ratio surfacique	1/110		1/10		1/110		1/10	
Ruissellement parcellaire	1		5		1		6	
Cr. parcellaire	10%	20%	10%	20%	10%	20%	10%	20%
Pluie source	8	4	49	32	11	6	64	42

La Figure IV.3 permet de comparer ces valeurs équivalentes aux pluies de la saison 2004-2005 et aux valeurs statistiques pour des périodes de retour de 2 et 5 ans.

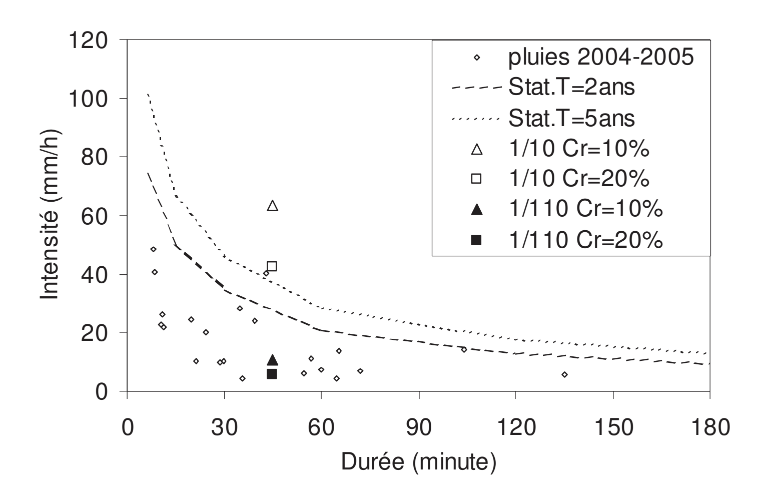


Figure IV.3 : Représentativité de l'événement du 12 août 2004 par rapport aux pluies enregistrées dans la période 2004-2005 et par rapport aux caractéristiques Intensité-Durée-Fréquence locales, de période de retour 2 ans et 5 ans (Météofrance).

On constate que l'événement du 12 août est représentatif d'événements relativement fréquents dans la configuration du site expérimental (T<2 ans). En revanche, il représente un événement relativement important si on considère un ratio S*urface enherbée / Surface ruisselante* de 1/10 (T>5 ans), sauf à supposer un coefficient de ruissellement supérieur à 20 %.

1.1.1.3. Devenir des flux entrés dans le système : ruissellement, variation de stock et percolation

a/ Bilan

On considère un système constitué de la couche de sol [0-50 cm] de la placette expérimentale. Les flux entrants dans ce système sont le ruissellement de surface et la pluie. On suppose que les flux entrants dans le sol en amont de la couche [0-50 cm] sont négligeables. Les flux sortants sont le ruissellement de surface observé à l'exutoire, la percolation à -50 cm de profondeur et les flux sortant dans le sol en aval de la couche [0-50 cm].

On effectue un bilan des flux entrants, stockés et sortants, sur une période incluant l'événement et les vingt-quatre heures suivantes, de façon à intégrer le ressuyage du profil se produisant après la fin de l'événement. Les flux percolés à –50 cm sont estimés dans un premier temps grâce aux mesures lysimétriques, présentées dans le Tableau IV.3. Les flux stockés sont estimés par différence entre les mesures d'humidité faites avant l'événement et 24 heures après. Ce bilan est illustré par le Tableau IV.4.

Tableau IV.3 : Hauteur d'eau totale percolée (notée Hperc.) mesurée dans les lysimètres à mèche. Les incertitudes correspondent à l'écart-type à la moyenne calculée à partir des deux collecteurs de chaque lysimètre.

Abscisse	X=35cm	X=215cm	X=405cm	X=580cm
Hperc. (mm)	41 ±8	30 ±4	17 ±5	23 ±0,5

Tableau IV.4 : Bilan à 24 heures des flux mesurés en entrée et sortie du système et des flux stockés, exprimés en valeur absolue (mm) et relativement au volume total entré (% Ve). Les incertitudes correspondent à un niveau de confiance de 95 % (méthode de calcul et exemples en annexe 2).

	Entrées			Sorties			
	Ruissellement	Pluie	Total	Ruissellement	Var. stock	Percolation	Total
(mm)	81 ±2	16 ±0,1	97 ±2	3 ±0,3	4 ±32	28 ±44	35 ±54
(% Ve)	**84 ±3**	**16 ±0,4**	**100 ±0**	**3 ±0,4**	**4 ±33**	**29 ±45**	**36 ±56**

La première observation est que les flux mesurés en sortie du système n'expliquent pas les flux mesurés en entrée. Ainsi, 65 % des flux apparemment sortis du système n'ont pas été quantifiés par les systèmes de mesure mis en place. Ce constat résulte principalement, selon nous, du biais sur la mesure faite avec les lysimètres à mèche, déjà évoqué dans le chapitre III. Par conséquent, on choisit d'établir un bilan dans lequel le flux de percolation est calculé par défaut, comme étant le « reste » non quantifié sous forme de ruissellement de surface ou de variation de stock. On verra ultérieurement que cette hypothèse est justifiée par la dynamique de ressuyage de la zone racinaire. Ce bilan est présenté dans le Tableau IV.5.

Tableau IV.5 : Bilan des flux de surface mesurés, de la variation de stock mesurée à 24 heures et de la percolation à 24 heures estimée par défaut.

	Entrées		Sorties		
	Ruissellement	Pluie	Ruissellement	Var. stock	Percolation
(mm)	81 ±2	16 ±0,1	3 ±0,3	4 ±32	90 ±32
(% Ve)	**84 ±3**	**16 ±0,4**	**3 ±0,4**	**4 ±33**	**93 ±33**

Seule une faible fraction des flux entrants sortent sous forme de ruissellement. Ceci confirme que la capacité d'infiltration de la placette expérimentale est grande, en accord avec la texture sableuse et les valeurs élevées de perméabilité présentées dans le chapitre III.

Le stockage résiduel constatée dans l'horizon [0-50 cm], 24 heures après la fin de l'événement, est faible : cet horizon a retrouvé un état hydrique proche de son état initial. Ceci s'explique d'un coté par l'état initial, proche de la saturation, et d'un autre coté par une cinétique de ressuyage rapide.

On en déduit que 24 heures après la fin de l'événement, on peut considérer qu'un flux, quasi équivalent en volume, au flux infiltré, s'est propagé au-delà de -50 cm de profondeur. Ceci pose la question du devenir des pesticides transportés en solution.

b/ Dynamique de propagation en surface

Ruissellement mesuré à l'exutoire

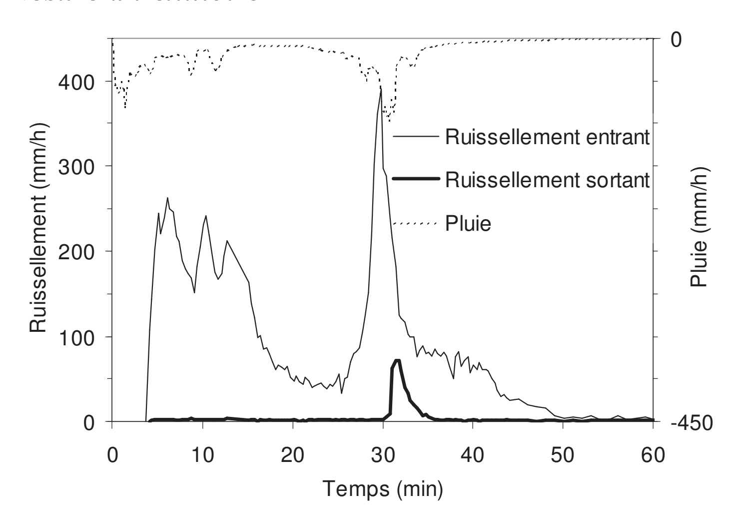


Figure IV.4 : Ruissellement observé à l'exutoire. Le ruissellement entrant et la pluie sont aussi indiqués pour comparaison.

L'événement du 12 août comporte deux pics de ruissellement, le deuxième seulement, appelé par la suite « pic principal », ayant généré un écoulement de surface à l'exutoire de la placette. L'écoulement à l'exutoire est fugace et quasi synchrone avec le pic principal observé en entrée. Ceci suggère qu'il est généré par dépassement d'une capacité d'infiltration instantanée (existence d'un seuil en terme de flux), plus que par dépassement d'une capacité d'emmagasinement (existence d'un seuil en terme de volume).

Le pic de débit à l'exutoire présente un retard de 1 min 40 sec ±20 sec sur le pic d'entrée. Ce temps de propagation du ruissellement à la surface de la placette permet d'estimer une période contributive. On constate ainsi que le ruissellement observé à l'exutoire apparaît dès que le ruissellement entré dépasse un seuil de 220 mm/h et qu'il se maintient jusqu'à un seuil de 100 mm/h. Si on tient compte de la pluie tombée au même moment, les deux valeurs seuil sont respectivement de 255 mm/h et 132 mm/h. L'intensité moyenne reçue par le système pendant cette période contributive est de 248 mm/h, **soit une capacité d'infiltration moyenne du système de 210 mm/h.**

Propagation à l'intérieur de la placette

La propagation de l'écoulement de surface est renseignée indirectement par les humidités mesurées dans la couche [0-15 cm]. En effet, on montre par la suite que la vitesse de propagation verticale est telle que si une lame d'eau est présente en surface, elle sature quasi instantanément cette couche. Les variations d'humidités mesurées dans l'horizon [0-50 cm] des différents profils instrumentés sont illustrées dans la Figure IV.5, sous forme d'une variation relative à l'état initial.

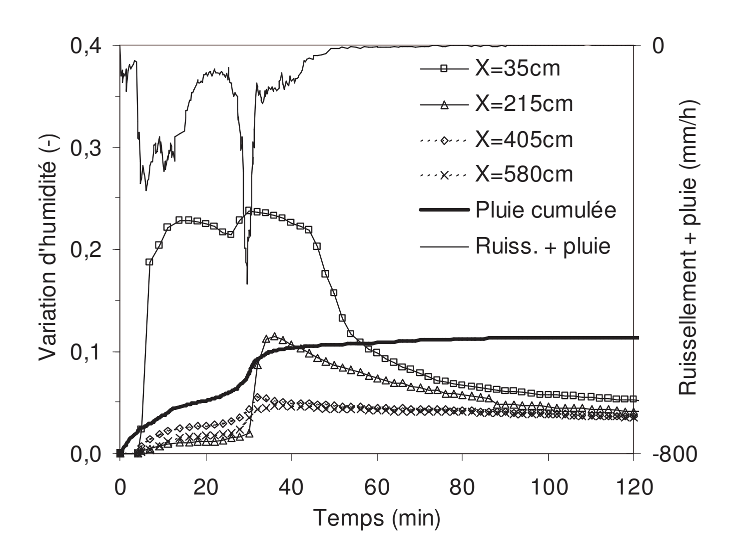


Figure IV.5 : Variations relatives d'humidité volumique mesurées dans la couche [0-15 cm], d'amont en aval de la placette. La courbe représentée sur l'axe des ordonnées inversées correspond au flux total instantané reçu par la placette.

Les mesures de surface suggèrent que la première partie de l'événement n'a pas engendré d'écoulement au-delà de l'abscisse X=200 cm. On en déduit que le pic principal, qui génère un écoulement à l'exutoire, se produit sur une placette aux deux-tiers non saturée.

La variation d'humidité mesurée en surface, sur trois des quatre profils, montre que la couche [0-15 cm] n'est pas portée à saturation au niveau de ces profils, même au cours du pic principal. En effet, en comparaison, les variations d'humidité constatées pour les mêmes capteurs, lors de l'événement artificiel, à partir d'un état initial similaire, sont nettement supérieures. Ceci suggère que le ruissellement de surface est hétérogène. Ceci est par ailleurs cohérent avec le fait que la variation d'humidité constatée lors de l'événement naturel sur ces trois profils s'explique entièrement par l'apport de pluie.

c/ Dynamique de propagation dans le sol

Variation de stock dans l'horizon [0-50 cm]

La variation moyenne de stock dans l'horizon [0-50 cm] durant l'événement est estimée à partir des mesures d'humidité faites en continu sur le coté de la placette, sur quatre profils et

à trois profondeurs, par différence entre l'instant considéré et l'instant précédant l'événement. Elle est illustrée par la Figure IV.6.

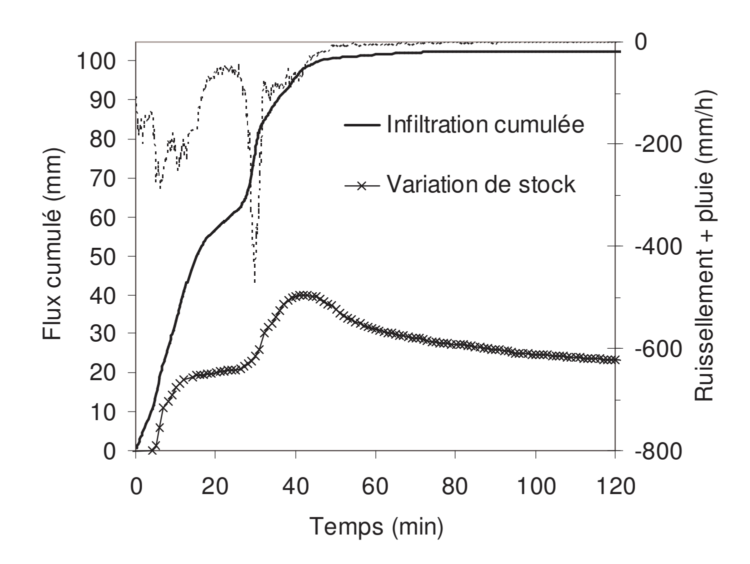


Figure IV.6 : Variation moyenne du stock d'eau dans la couche de sol [0-50 cm]. L'infiltration cumulée est indiquée pour comparaison. La courbe représentée sur l'axe des ordonnées inversées correspond au flux total instantané reçu par la placette.

Le flux infiltré cumulé est nettement supérieur à la variation de stock de la couche [0-50 cm], ce qui suggère des écoulements profonds et/ou latéraux importants se produisant pendant l'événement. Cependant, on peut supposer que les écoulements latéraux non quantifiés dans la variation de stock sont faibles, au moins dans la première partie de l'événement n'engendrant pas un ruissellement à l'exutoire, car la variation de stock intègre quatre points de mesure dans la longueur de la placette, ce qui permet une bonne discrétisation.

La cinétique de ressuyage de la couche [0-50 cm] est élevée. Elle débute avant la fin de l'événement. On constate par ailleurs que vingt-quatre heures après la fin de l'événement, la couche a retrouvé un état hydrique proche de l'état initial. Ceci suggère que si des écoulements latéraux se produisent pendant l'événement, ils se sont ressuyés avec la même vitesse, ce qui justifie a posteriori les hypothèses du bilan.

Vitesse de propagation verticale

La vitesse de propagation verticale des flux est renseignée par les mesures d'humidité réalisées en continu à différentes profondeur. Les mesures faites dans les profils X=35 cm et X=215 cm sont illustrées dans la Figure IV.7, sous forme d'une variation relative à l'état initial.

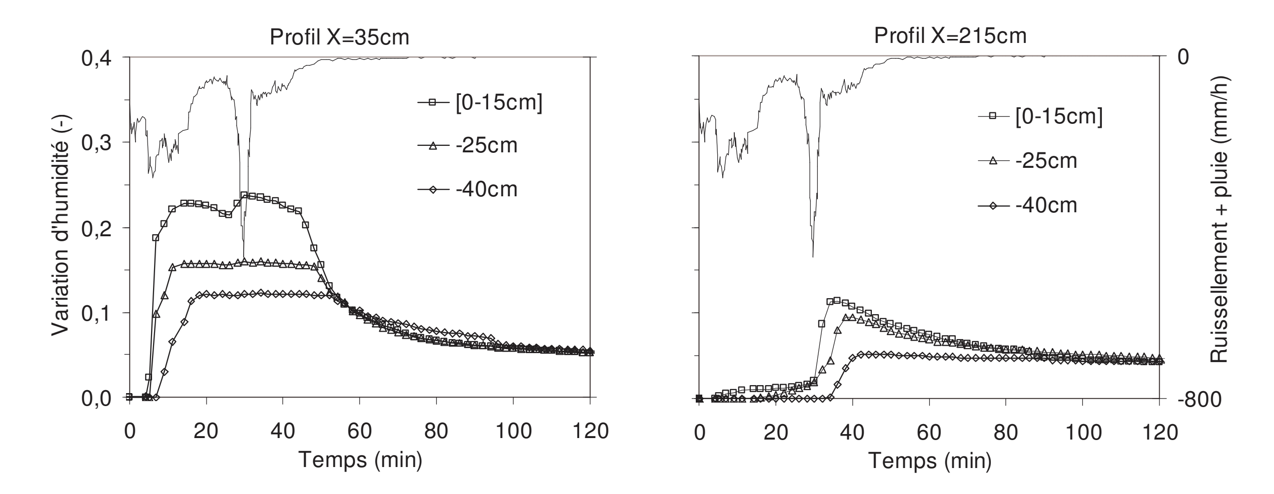


Figure IV.7 : Propagation verticale des flux dans les profils situés en X=35 cm (à gauche) et en X=215 cm (à droite). La courbe représentée sur l'axe des ordonnées inversées correspond au flux total instantané reçu par la placette.

Il n'y a quasiment pas de déphasage entre les variations d'humidité enregistrées aux différentes profondeurs instrumentées. Ceci confirme la propagation verticale rapide des flux dans la zone racinaire, déjà observée à l'échelle locale (cf chapitre III). Cela est par ailleurs cohérent avec l'hypothèse, formulée à partir de la variation de stock observée, d'une percolation intervenant à la base de la zone racinaire, peu de temps après le début de l'événement.

1.1.2. L'événement artificiel

L'événement artificiel a été réalisé en mars 2005, par pompage dans la rivière toute proche et injection en amont du dispositif expérimental, pour mimer un ruissellement naturel issu de la parcelle de vigne. Il comprend une période de dopage, pendant laquelle l'eau injectée est dopée en herbicide et en traceur, et une période d'élution à l'eau claire.

1.1.2.1. Etat hydrique initial du système

En plus des données disponibles pour l'événement naturel, on dispose, pour l'événement artificiel, de données piézométriques et tensiométriques. Les relevés piézométriques faits avant l'événement sont illustrés par la Figure IV.8.

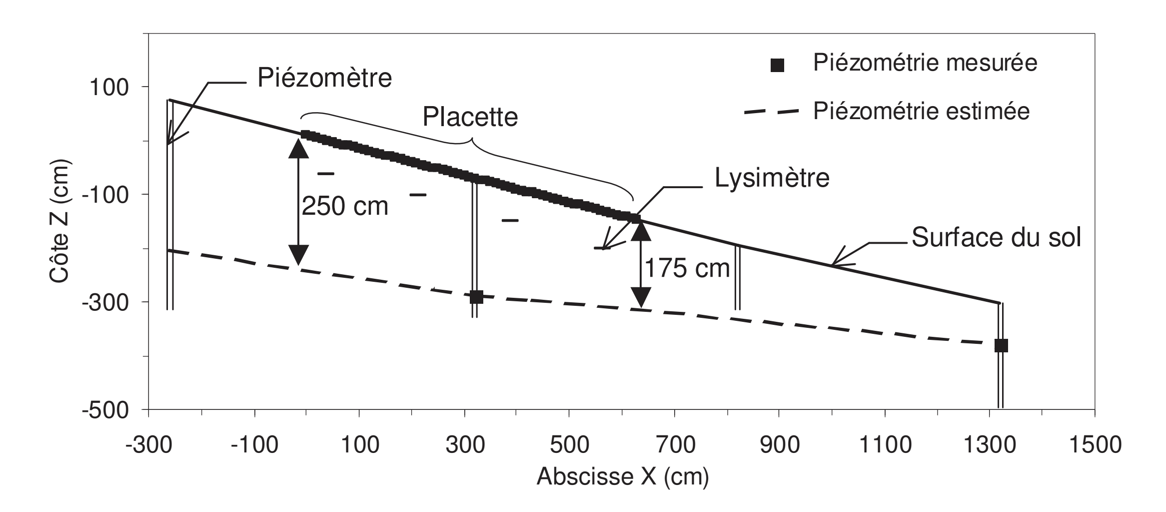


Figure IV.8 : Niveaux piézométriques mesurés et estimés dans le versant (coupe longitudinale) avant la simulation de ruissellement.

Le profil de la nappe dans le versant est estimé à partir du niveau piézométrique mesuré dans les tubes B et D. **La surface libre estimée est située à -250 cm et -175 cm de profondeur, respectivement à l'amont et à l'aval de la placette.**

Les relevés tensiométriques et humidimétriques réalisés avant l'événement sont illustrés dans la Figure IV.9.

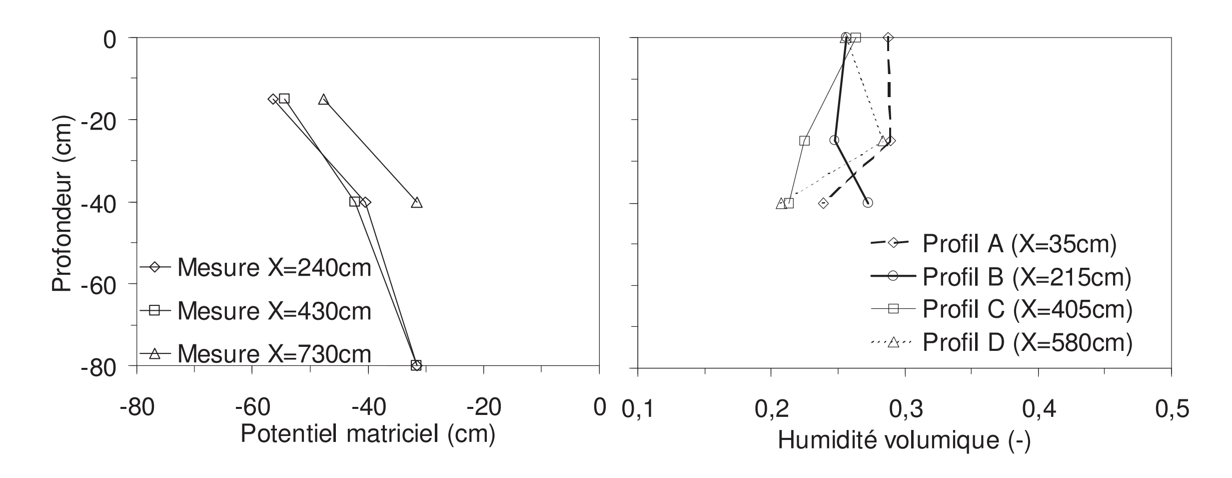


Figure IV.9 : Mesures tensiométriques et humidimétriques faites avant la simulation de ruissellement.

Les valeurs de potentiel mesurées sont élevées, supérieures à -60 cm. L'humidité volumique est comprise entre 0,2 cm^3/cm^3 et 0,3 cm^3/cm^3. Ces valeurs traduisent un état hydrique relativement proche de la saturation et par ailleurs voisin de l'état initial constaté pour l'événement naturel. La capacité de stockage de l'horizon [0-50 cm] est estimée entre 60 et 110 mm.

L'homogénéité des mesures de potentiels faites dans la placette contraste avec la variabilité des mesures d'humidités. On en déduit que les différences affichées par les

humidimètres sont peu significatives et qu'on peut supposer l'état hydrique de la placette, globalement homogène.

1.1.2.2. Flux entrant dans le système

L'événement artificiel a été réalisé en l'absence de pluie. Le ruissellement de surface est donc la seule entrée dans le système.

Les caractéristiques de l'événement

Les caractéristiques de l'événement artificiel sont résumées dans le Tableau IV.6 et illustrées par la Figure IV.10. Dans le tableau, les volumes et le débit moyen sont rapportés à la surface de la placette (25,2 m^2). L'incertitude sur les volumes est calculée au seuil de 95 %, par propagation de l'incertitude sur la débitmétrie en entrée de placette (les détails du calcul figurent en annexe 2). L'incertitude sur le débit moyen correspond à l'écart-type de la chronique sur la totalité de l'évènement.

Tableau IV.6 : Caractéristiques hydrauliques générales de l'événement artificiel. Les moyennes de débit n'intègrent pas les périodes d'interruption de l'alimentation.

	Durée (min)	Volume (mm)	Débit (mm/h)
Dopage	41	201 ±3	370
Elution	137	741 ±3	340
Total	178	943 ±6	355

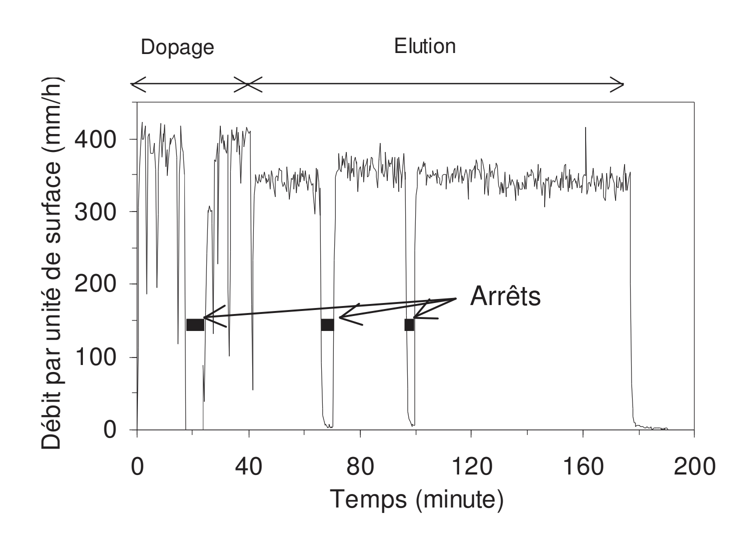


Figure IV.10 : Débit injecté lors de l'événement artificiel.

Hormis les périodes où l'injection a dû être interrompue du fait de problèmes techniques, le débit injecté dans le système est relativement constant. Les quelques variations de débit observées pendant la phase de dopage sont dues aux variations de charge dans les cuves servant à l'injection des solutés et aux ruptures de charge lors des changements de cuves.

Représentativité de l'événement simulé.

La représentativité de l'événement artificiel simulé est exprimée de la même façon que pour l'événement naturel, c'est à dire en calculant une pluie source équivalente, selon deux hypothèses sur le ratio *Surface enherbée / Surface ruisselante* (1/110 et 1/10) et deux hypothèses sur le coefficient de ruissellement de la parcelle générant l'événement (10 % et 20 %). On s'intéresse à la phase de dopage, et à l'ensemble « phase de dopage + phase d'élution » (noté Total). Les résultats obtenus sont rassemblés dans le Tableau IV.7 et illustrés par la Figure IV.11.

Tableau IV.7 : Représentativité de l'événement simulé (phase de dopage et événement total).

	Dopage								Total							
	Volume (mm)				Intensité (mm/h)				Volume (mm)				Intensité (mm/h)			
Ratio surfacique	1/110		1/10		1/110		1/10		1/110		1/10		1/110		1/10	
Ruis. équ.	1,7		10		2		15		7,9		10		3		16	
Cr. parcellaire	10%	20%	10%	20%	10%	20%	10%	20%	10%	20%	10%	20%	10%	20%	10%	20%
Pluie équ.	17	9	101	67	25	13	148	99	79	41	101	67	26	14	159	106

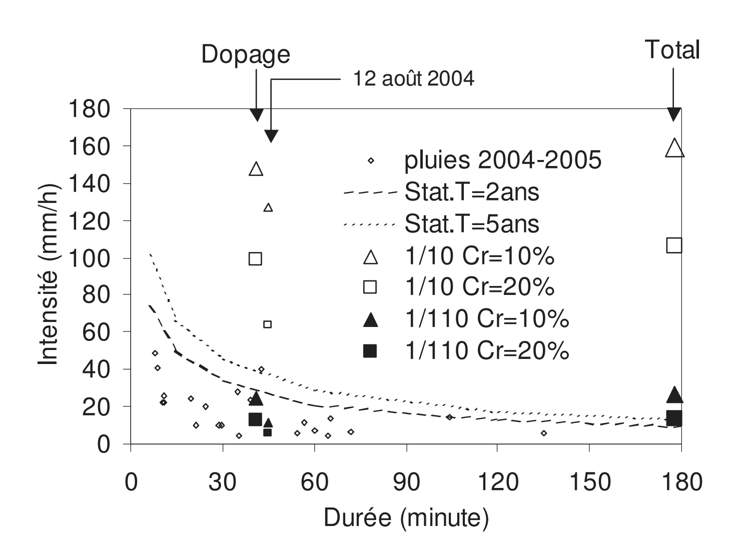


Figure IV.11 : Comparaison des pluies sources équivalentes à l'événement simulé, avec les pluies enregistrées dans la période 2004-2005 et les caractéristiques Intensité-Durée-Fréquence de période de retour 2 ans et 5 ans (Météofrance). L'événement du 12 août est également indiqué à titre de comparaison (mêmes symboles mais de taille inférieure).

Dans la configuration du site expérimental (ratio 1/110), la phase de dopage de l'événement simulé correspond à un événement de période de retour inférieure à 2 ans. Associée à un ratio 1/10, cette même phase de dopage correspond à un événement de période de retour supérieure à 5 ans, sauf à supposer un coefficient de ruissellement supérieur à 20 %. En cela, la phase de dopage de l'événement artificiel simulé est assez proche de l'événement naturel enregistré le 12 août. Elle peut donc être considérée comme représentative.

En revanche, si on considère la totalité de l'événement simulé, on constate que **l'événement source équivalent représente un cas extrême**, y compris dans la configuration du site expérimental (ratio 1/110).

1.1.2.3. Devenir des flux d'eau entrés dans le système : ruissellement, variation de stock et percolation

a/ Bilan

Le bilan est réalisé de la même façon que pour l'événement naturel, par quantification du flux total ruisselé à l'exutoire, du stockage résiduel 24 heures après la fin de l'événement et de la percolation totale se faisant pendant l'événement et les 24 heures suivantes.

Les mesures lysimétriques sont présentées dans les Tableau IV.8 et Tableau IV.9, qui correspondent respectivement aux lysimètres à mèche et aux lysimètres atmosphériques.

Tableau IV.8 : Hauteur totale d'eau percolée (notée Hperc.) mesurée dans les lysimètres à mèche (transect droit) pendant l'événement et les 24 heures suivantes.

Abscisse	X=35cm	X=215cm	X=405cm	X=580cm
Hperc (mm)	123 ±120	66 ±19	373 ±428	142 ±61

Tableau IV.9 : Hauteur totale d'eau percolée (notée Hperc.) mesurée dans les lysimètres atmosphériques (transect gauche) pendant l'événement et les 24 heures suivantes.

Abscisse	X=35cm	X=210cm	X=385cm	X=560cm
Hperc (mm)	888 ±136	1064 ±128	1126 ±249	959 ±119

Les ordres de grandeur sont très différents entre les flux collectés par les lysimètres à mèche et les flux collectés par les lysimètres atmosphériques, ces derniers collectant un volume total presque dix fois supérieur. Ceci confirme l'artéfact de mesure lié aux lysimètres à mèche. On note en outre que le flux recueilli dans les lysimètres atmosphériques est du même ordre voire supérieur au flux entré dans le système (cf Tableau IV.6). Ceci traduit aussi un « disfonctionnement » de ces systèmes, car une partie significative du flux entrant sort en réalité par ruissellement (cf résultats ultérieurs). Les collecteurs atmosphériques surestiment donc le flux percolé.

Le terme de percolation considéré dans le bilan est donc, comme pour l'événement naturel, estimé par défaut. Le bilan correspondant est illustré par le Tableau IV.10.

Tableau IV.10 : Bilan des sorties du système par période, exprimées en valeur absolue (mm) et relativement au volume total entré (% Ve).

	Entrée	Sorties		
	Ruissellement	Ruiss.	Stock	Percolation
(mm)	943 ±6	410 ±4	10 ±28	523 ±29
(% Ve)	**100**	**43 ±1**	**1 ±0,1**	**55 ±6**

Ce bilan confirme le constat, déjà fait lors de l'événement naturel, d'une faible capacité de stockage de la zone racinaire. Les arguments sont identiques : un état hydrique initial proche de la saturation et un ressuyage rapide.

Le terme de ruissellement est en revanche nettement plus important que pour l'événement naturel. Une partie non négligeable du flux entré ressort sous forme de ruissellement de surface. Ceci justifie a posteriori la remarque faite sur les volumes récupérés par les lysimètres atmosphériques.

Le terme de percolation est, pour cet événement aussi, très important.

b/ Dynamique de propagation en surface

Ruissellement mesuré à l'exutoire

La Figure IV.12 illustre le débit mesuré en surface à l'exutoire de la placette noté « Sortie », ainsi que le flux infiltré calculé par différence « Entrée – Sortie » noté « Infiltration ».

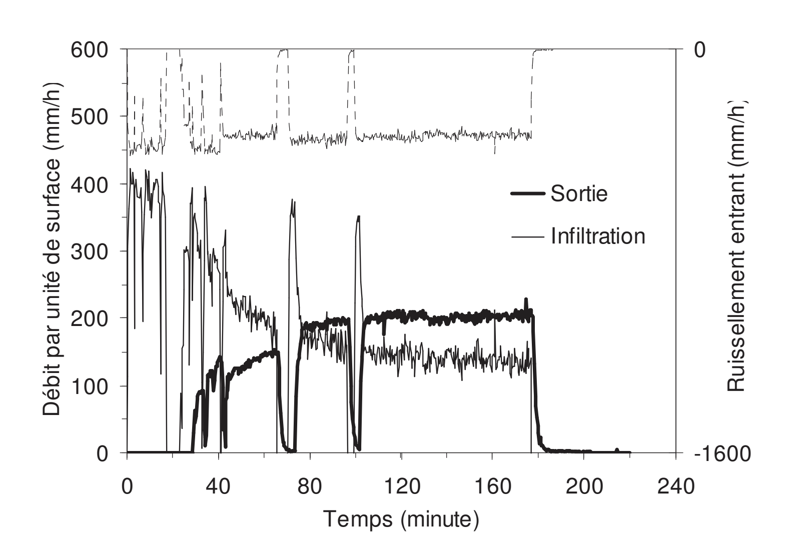


Figure IV.12 : Flux mesurés en surface, en entrée et sortie de la placette et flux d'infiltration calculé. La courbe représentée sur l'axe des ordonnées inversé correspond au ruissellement entrant.

L'écoulement à l'exutoire débute 29 minutes après le début de l'événement. Pendant cette phase d'imbibition, le flux infiltré est égal au flux injecté dans la placette. **La capacité d'infiltration de la placette est au moins égale à 370 mm/h pendant les vingt-neuf**

premières minutes de l'événement. On remarque que cette valeur est supérieure à la capacité d'infiltration déterminée durant le pic principal de l'événement naturel.

Après son apparition, l'écoulement à l'exutoire de la placette croît progressivement, alors que le débit injecté en entrée reste quasiment constant. Ceci signifie que **la capacité d'infiltration diminue progressivement au cours de l'événement**, de 370 mm/h à 140 mm/h. On constate ensuite une phase de régime stabilisé, pendant laquelle le ruissellement à l'exutoire se maintient à 200 mm/h, ce qui correspond à une infiltration de 140 mm/h. A ce stade, on suppose que cette courbe d'infiltration résulte classiquement de la diminution du gradient hydraulique au voisinage de la surface du sol, comme le prévoit la théorie de l'infiltration en sol homogène. La valeur asymptotique du flux correspond alors à la conductivité à saturation de la surface du sol.

Lors des interruptions de l'injection, on constate que le retard entre le signal mesuré en entrée et le signal mesuré à l'exutoire est de 1 min ±20 sec. Ceci confirme qu'une fois établi, l'écoulement de surface présente une vitesse élevée. On note en outre que ce temps de propagation est inférieur au temps équivalent estimé lors de l'événement naturel, ce qui traduit une vitesse d'écoulement supérieure dans le cas de l'événement artificiel.

Propagation à l'intérieur de la placette

La propagation de l'écoulement de surface est renseignée indirectement par les humidités mesurées dans la couche [0-15 cm] et par les mesures faites à l'aide des capteurs Watermarks, qui informent sur le temps de passage du front de propagation du ruissellement dans la couche [0-5 cm]. Les mesures Watermark sont illustrées par la Figure IV.13.

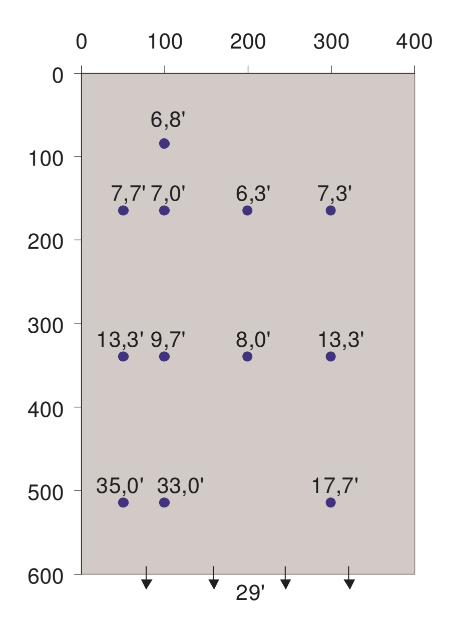


Figure IV.13 : Temps de passage du front de propagation de l'écoulement de surface enregistré à l'aide de capteurs Watermarks disposés dans le mat racinaire.

Les temps de passage enregistrés indiquent une propagation du ruissellement plus rapide au centre de la placette que sur les bords. La propagation est donc hétérogène. On note en outre que les écarts s'accentuent de l'amont vers l'aval : ils sont de 1 min en X=165 cm, de 5 minutes en X=340 cm et de 15 minutes en X=515 cm. L'écoulement enregistré à l'exutoire à l'instant t=29 min est donc issu d'une portion restreinte de la surface de la placette. Ces mesures montrent aussi que le ruissellement se généralise rapidement et qu'à partir de l'instant t=35 min, tous les capteurs sont saturés.

Les mesures d'humidité sont illustrées dans la Figure IV.14

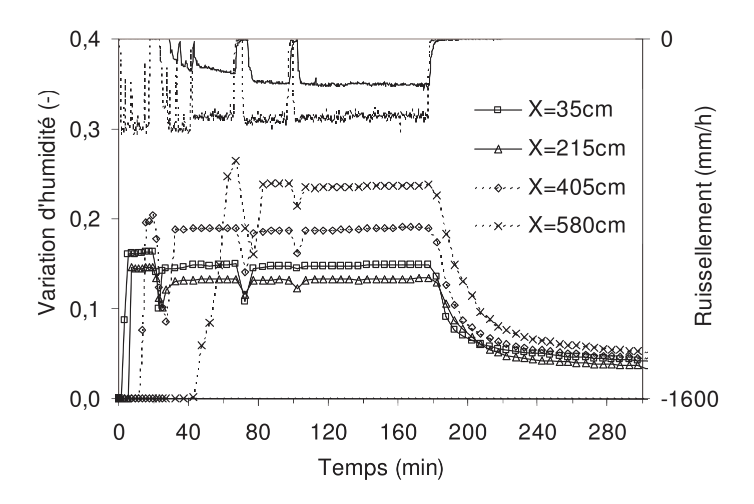


Figure IV.14 : Variations relatives d'humidité volumique mesurées dans la couche [0-15 cm], d'amont en aval de la placette. Les courbes représentées sur l'axe des ordonnées inversé correspondent au ruissellement entrant et sortant.

Les temps de mise à saturation successifs enregistrés en X=35 cm, X=215 cm, X=405 cm et X=580 cm sont cohérents. L'écart entre les temps d'humectation des capteurs en X=405 cm et X=580 cm est étonnant mais en accord avec les mesures Watermark faites dans la même zone. Il s'explique par la présence d'un léger dévers dans la partie basse de la placette. On déduit de ces mesures que l'horizon [0-15 cm] est saturé jusqu'en X=405 cm, 20 minutes avant l'apparition d'un ruissellement à l'exutoire.

En comparaison de l'événement naturel, caractérisé par un même état initial, l'amplitude des variations d'humidité observées ici montre qu'on peut considérer que tous les capteurs ont été saturés lors de cet événement et confirme a posteriori que seul le capteur du profil X=35 cm a été saturé lors de l'événement naturel.

c/ Dynamique de propagation dans le sol

Variation de stock dans l'horizon [0-50 cm]

La variation de stock dans l'horizon [0-50 cm] est estimée comme pour l'événement naturel, à partir des variations d'humidité mesurées sur le coté de la placette, à trois profondeurs et suivant quatre profils. Elle est illustrée par la Figure IV.15.

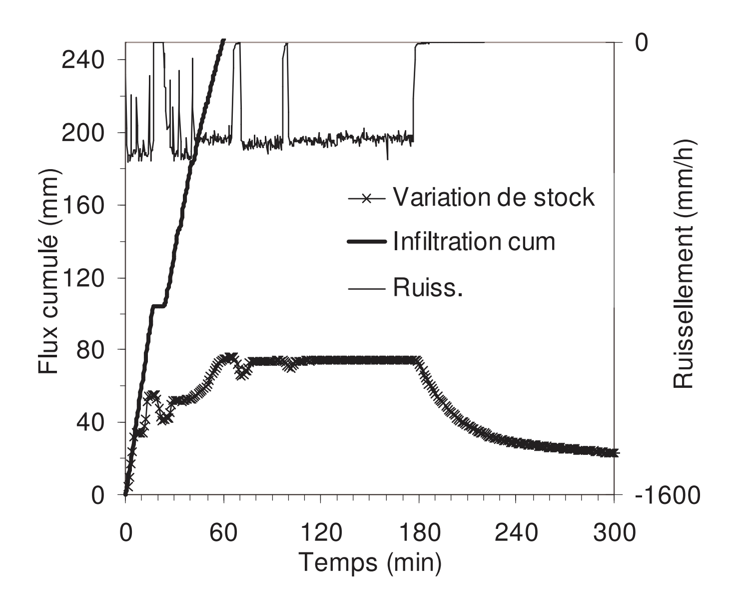


Figure IV.15 : Variation du stock d'eau moyen dans la couche de sol [0-50 cm], estimée à partir des mesures d'humidité. La courbe représentée sur l'axe des ordonnées inversé correspond au ruissellement entrant.

Comme pour l'événement naturel, on constate que l'infiltration est nettement supérieure à la variation de stock, ce qui traduit une percolation et/ou des flux latéraux importants, quasiment dès le début de l'événement.

La rapidité du ressuyage de l'horizon [0-50 cm] est confirmée. En effet, deux heures après la fin de l'événement, le stockage n'est que de 22 mm soit 30 % de la valeur maximale. Vingt-quatre heures après l'événement, le stockage est de 10 mm, soit 13 % de la valeur maximale. On note cependant que le ressuyage se ralentit ensuite fortement puisque le retour à l'état hydrique initial dure 5 jours. Comme pour l'événement naturel, on peut considérer que 24 heures après l'événement, un flux d'eau quasiment équivalent au flux infiltré est sorti de la zone racinaire.

Vitesse de propagation verticale

La propagation verticale des écoulements est renseignée par les mesures d'humidité, les mesures lysimétriques instantanées et les mesures de potentiel matriciel faites dans la placette. Les mesures humidimétriques sont illustrées sous la forme d'une variation relative à l'état initial. Elles sont illustrées dans la Figure IV.16.

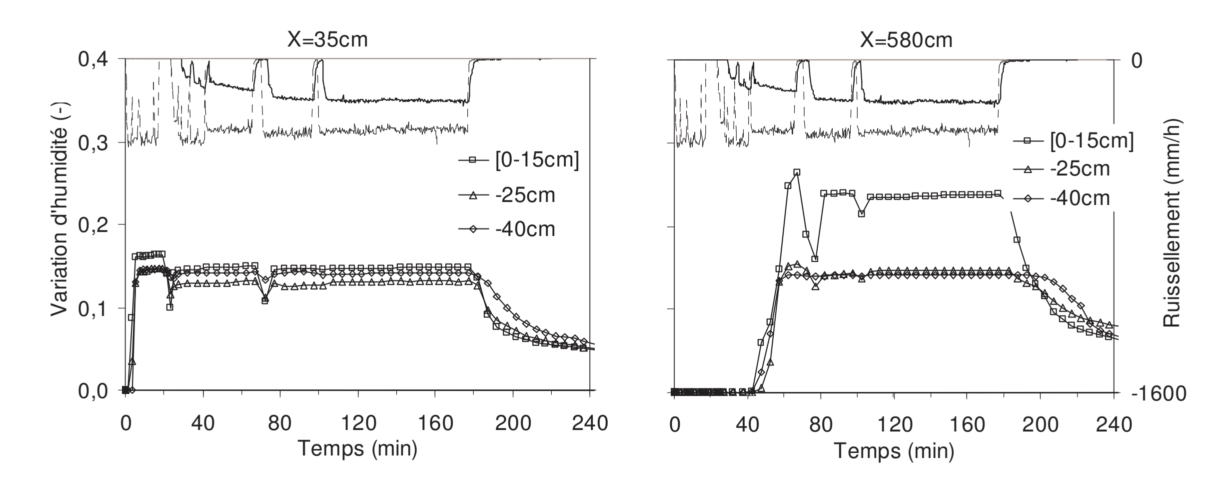


Figure IV.16 : Variations relatives d'humidité volumique mesurées à différentes profondeurs, au niveau du profil X=35 cm (figure de gauche) et au niveau du profil X=580 cm (figure de droite). Les courbes représentées sur l'axe des ordonnées inversé correspondent au ruissellement entrant et sortant.

La rapidité de propagation des flux dans la zone racinaire est, ici encore, confirmée. Les résultats obtenus au niveau des profils intermédiaires X=215 cm et X=405 cm sont de même nature que les résultats illustrés.

Les mesures instantanées de flux faites avec les lysimètres sont illustrées par la Figure IV.17. On s'intéresse ici au temps d'apparition des flux et non à leur valeur absolue, qu'on sait biaisée.

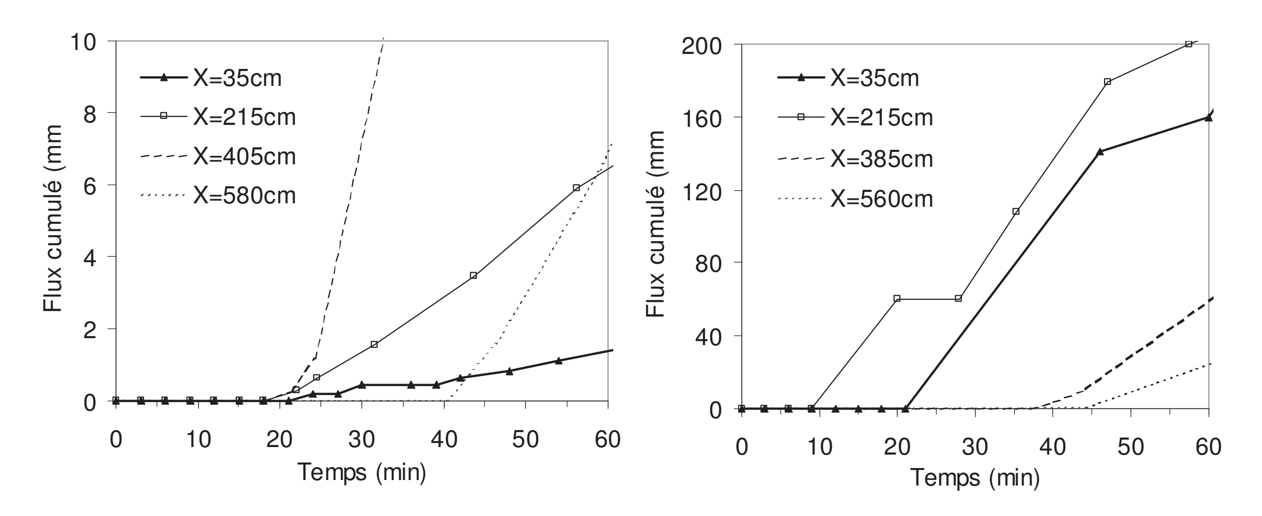


Figure IV.17 : Mesures lysimétriques instantanées faites avec les lysimètres à mèche (figure de gauche) et les lysimètres atmosphériques (figure de droite). NB : les échelles en Y diffèrent.

Ces courbes confirment qu'une percolation se produit sous la zone racinaire peu de temps après le début de l'événement, conformément à ce que suggère la dynamique de variation de stock dans la zone racinaire.

Les mesures tensiométriques faites aux abscisses X=240 cm, X=430 cm et X=730 cm sont illustrées par la Figure IV.18. Les données représentées correspondent à la moyenne des mesures réalisées au centre et sur le bord de la placette, celles-ci ne montrant pas de différence majeure.

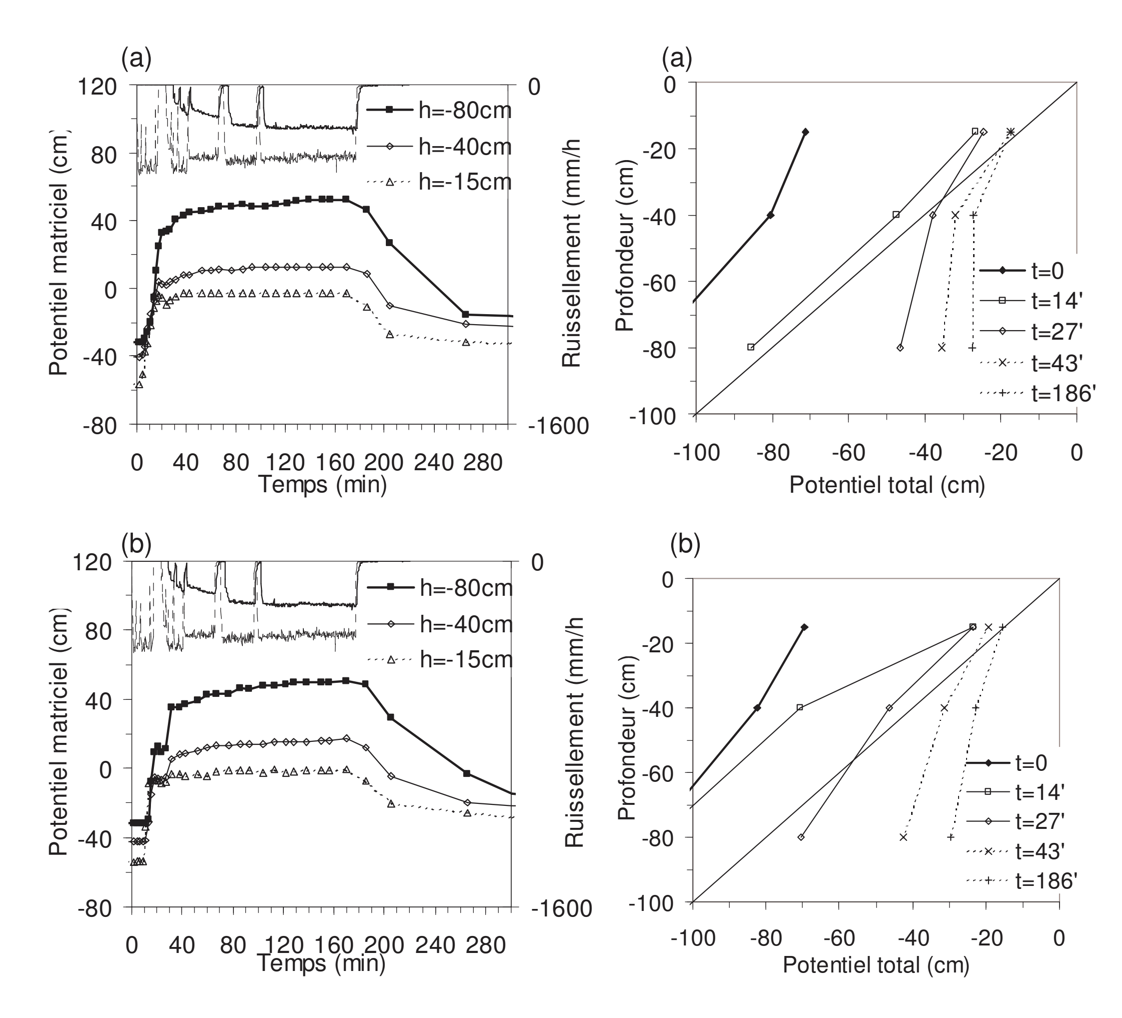


Figure IV.18 : Potentiel matriciel (à gauche) et profil de potentiel total correspondant (à droite), mesuré en X=240 cm (a) et en X=430 cm (b). Les courbes représentées sur l'axe des ordonnées inversé correspondent au ruissellement entrant et sortant.

Ces mesures confirment la rapidité de propagation verticale des flux.

Elles montrent en outre qu'au delà de la saturation déjà constatée grâce aux mesures humidimétriques, le profil de sol sous la placette se met en charge au cours de l'événement, entre –15 cm et –80 cm de profondeur. Ceci explique a posteriori le rôle de drain joué par les lysimètres atmosphériques. Cette mise en charge est cohérente avec la décroissance de la perméabilité du profil avec la profondeur, décrite dans les chapitres précédents. Toute discontinuité est en effet susceptible d'induire un refus d'infiltration, provoquant une mise charge de l'horizon sus-jacent de celle-ci. Ces mesures suggèrent même, à ce stade, que des discontinuités existent au-delà de –30 cm de profondeur ou qu'il y a une remontée très rapide de la nappe.

La mise en charge intervient très tôt, entre 20 min et 30 min après le début de l'événement. Cette mise en charge se produit notamment avant l'apparition d'un écoulement de surface à l'exutoire de la placette, de sorte qu'on peut supposer que c'est elle qui est à l'origine de la propagation du ruissellement à l'intérieur de la placette. De plus, la charge observée est quasi stabilisée à partir de l'instant t=30 minutes. On peut donc supposer que le gradient hydraulique vertical évolue peu à partir de cet instant et que la baisse continue de la capacité d'infiltration constatée jusqu'à l'instant t=100 min s'explique aussi par une baisse des gradients horizontaux existants aux limites de la placette.

Le niveau de charge apparent n'atteint pas la surface du sol. En effet, les tensiomètres situés à –15 cm de profondeur indiquent un potentiel tendant vers zéro mais restant légèrement négatif.

Propagation latérale

A l'intérieur de la placette, les humidimètres et les tensiomètres ne permettent pas d'identifier des flux latéraux de subsurface significatifs. En effet, la propagation verticale est si rapide qu'elle semble systématiquement expliquer les variations obervées.

La propagation latérale des flux infiltrés dans la placette, vers l'extérieur de la placette, est renseignée dans le plan longitudinal, par les humidités mesurées en X=730 cm (cf Figure IV.19), et dans le plan transversal, par le niveau de la nappe relevé dans les piézomètres, distant de 1,6 m du coté droit de la placette (cf Figure IV.20).

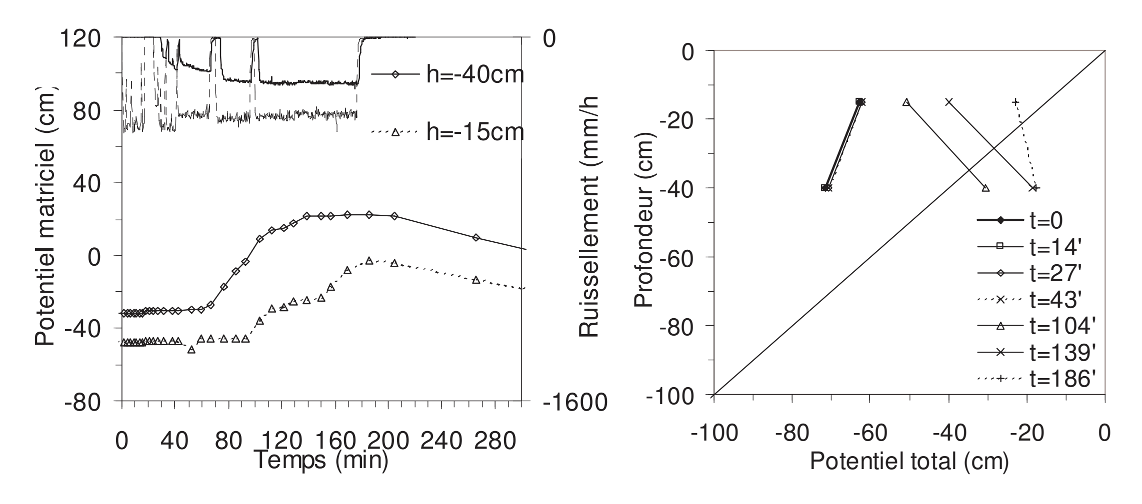


Figure IV.19 : Potentiel matriciel (à gauche) et profil de potentiel total correspondant (à droite), mesuré en X=730 cm. Les courbes représentées sur l'axe des ordonnées inversé correspondent au ruissellement entrant et sortant.

On constate une saturation puis une mise en charge des tensiomètres situés en X=730 cm, à l'aval de la bande. Dans la mesure où on suppose que l'intégralité du ruissellement de surface est évacuée en X=630 cm, ceci montre qu'il existe des flux latéraux

de subsurface. Le gradient hydraulique ascendant mesuré au même endroit suggère que ces flux latéraux se propagent à plus de 40 cm de profondeur.

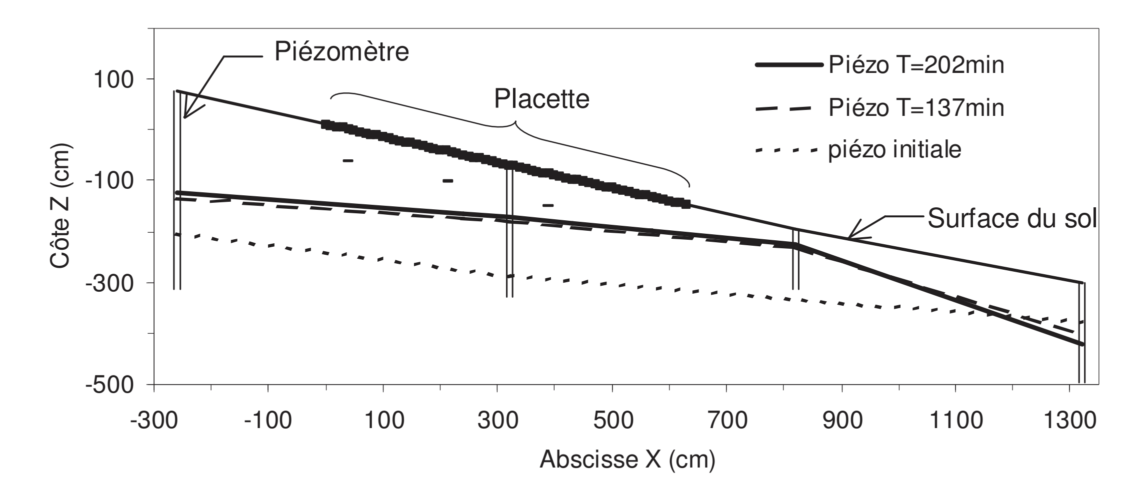


Figure IV.20 : Piézométrie mesurée à 1,6 m du bord droit la placette.

L'événement artificiel a engendré une remontée importante de la nappe dans les piézomètres pourtant situés à une distance de 1,6 m de la placette. La figure montre un niveau de nappe maximal situé entre -1 m et -0,5 m sous la surface du sol d'amont en aval de la placette, ce qui correspond à une remontée de l'ordre du mètre. On en déduit qu'il s'est produit des flux significatifs dans le plan transversal à la pente. On note aussi que la remontée est maximale à l'aval de la bande ce qui soutient l'idée d'une recharge de nappe liée très majoritairement à l'infiltration dans la bande.

On constate enfin que le niveau piézométrique maximum est déjà atteint à l'instant t=137 minutes mais on ne dispose pas de mesure antérieure, de sorte qu'on ignore la cinétique de remontée de la nappe. On ignore donc si la charge observée par les tensiomètres à l'instant t=30 min, à –40 cm et –80 cm de profondeur, est due à cette remontée de la nappe ou si elle résulte de la mise en charge des ruptures de perméabilité par le bulbe d'infiltration. En revanche, on peut facilement supposer que les variations de potentiels observées en X=730 cm sont dues à la remontée de la nappe, du fait du gradient hydraulique vertical ascendant mesuré.

1.1.3. Synthèse comparative des deux événements

Les deux événements étudiés correspondent à des situations contrastées. L'événement naturel est représentatif d'événements fréquents. L'événement artificiel l'est aussi si on ne considère que la phase de dopage, mais il représente un événement exceptionnel dès lors qu'on considère la totalité de l'événement.

De fait, les deux événements sollicitent différemment le système. On constate d'ailleurs que certaines observations diffèrent :

- La capacité d'infiltration macroscopique du système semble plus grande lors de l'événement artificiel, que lors de l'événement naturel. La comparaison reste néanmoins délicate du fait des conditions hydrodynamiques très différentes des deux événements : aucun régime d'infiltration stabilisé n'apparaît pour l'événement naturel au contraire de l'événement artificiel.
- La saturation du mat racinaire semble plus homogène lors de l'événement artificiel que lors de l'événement naturel. Ceci semble dû à l'existence de voies d'écoulement préférentiel au centre de la placette, qui engendrent une propagation hétérogène du front de ruissellement. Ceci a été observé lors de l'événement artificiel, mais il est probable que le même type de propagation ait lieu lors de l'événement naturel. En revanche, il est très probable que l'événement naturel ne soit pas assez long pour permettre une généralisation du ruissellement de surface à l'ensemble de la bande, comme c'est le cas pour l'événement artificiel.

Les deux événements permettent cependant un certain nombre d'observations communes, qui mettent en évidence des propriétés probablement caractéristiques du milieu :

- La capacité d'infiltration est très élevée, de l'ordre de plusieurs centaines de millimètres par heure.
- Des flux verticaux rapides se produisent entre la surface et -50 cm de profondeur.
- L'horizon [0-50 cm] se ressuie très rapidement, de sorte que 24 heures après la fin de l'événement, on peut considérer qu'un flux d'eau équivalent en volume au flux infiltré s'est propagé au-delà de –50 cm de profondeur.
- Le front de propagation du ruissellement n'est pas uniforme.

Certaines observations ont été faites uniquement lors de l'événement artificiel, sans qu'on puisse déterminer si elles sont liées à l'intensité de l'événement ou au plus grand nombre de systèmes de mesure opérationnels :

- On observe une mise en charge rapide du profil, à –40 cm et –80 cm de profondeur.
- On observe une remontée importante de la nappe. Toutefois des données manquent pour savoir s'il y a un lien avec la charge observé à –40 cm et –80 cm et avec l'apparition de l'écoulement à l'exutoire.
- Des flux latéraux significatifs peuvent avoir lieu, à la fois dans le plan longitudinal et dans le plan transversal, en lien probable avec la remontée de la nappe.

1.2. Discussion des processus d'écoulement

Les observations faites sur le dispositif expérimental au cours des deux événements étudiés suggèrent l'existence de certains processus types. On s'intéresse au processus de

propagation de l’écoulement à la surface du sol et à la propagation verticale des écoulements dans le sol.

1.2.1. Ecoulements de surface

Les résultats expérimentaux amènent à s’interroger sur l’horizon contrôlant l’écoulement de surface et sur l’hypothèse d’uniformité de cet écoulement. Bien que présentées successivement, nous verrons que ces deux discussions ne sont pas indépendantes.

1.2.1.1. Identification de l’horizon contrôlant le ruissellement de surface

a/ Hypothèse d’un contrôle par le mat racinaire

L’hypothèse la plus répandue pour expliquer le ruissellement suppose que l’apport (ruissellement ou pluie) est supérieur à la capacité d’infiltration de surface, ce qui génère un refus qui se propage vers l’aval, à la surface du sol, sous l’effet de la gravité. Ce processus est appelé ruissellement hortonien. Dans le cas du milieu étudié, nous avons montré que le profil de sol comprenait une couche essentiellement végétale mais très dense qui pouvait être a priori assimilée à un milieu poreux. Nous faisons l’hypothèse, à ce stade, que la surface du sol correspond à la surface de ce mat racinaire (cf chapitre III).

Dans les deux cas étudiés, le flux arrivant à la surface du sol est inférieur à la perméabilité moyenne mesurée dans ce mat racinaire. Dans le cas de l’événement artificiel, le débit de ruissellement injecté dans la placette est compris entre 340 mm/h et 370 mm/h, soit moins que la perméabilité moyenne de 680 mm/h mesurée dans l’horizon de surface. Dans le cas de l’événement naturel du 12 août 2004, le flux arrivant à la surface du sol lorsqu’un ruissellement se produit à l’exutoire est de 250 mm/h et le flux maximal enregistré est 470 mm/h, soit toujours moins que la perméabilité du mat. **L’hypothèse d’un ruissellement hortonien se produisant à la surface du mat racinaire implique donc une ou des hypothèses supplémentaires** sur :

- un écoulement de surface non uniforme,
- une perméabilité de surface non uniforme,

Concernant l’hétérogénéité de l’écoulement de surface, la littérature montre que la chenalisation est un processus fréquent à la surface des sols enherbés du fait d’une microtopographie significative et de lames d’eau ruisselantes généralement faibles (Abu-Zreig et al., 2001; Dillaha et al., 1989). De plus, nos observations confirment que la propagation du front de ruissellement est hétérogène, ce qui est cohérent avec l’existence de chenaux d’écoulement préférentiel à la surface de la placette expérimentale.

Cependant, il faut supposer, dans le cas de l’événement artificiel, que seule la moitié de la surface de la placette est contributive pour expliquer l’apparition d’un écoulement à l’exutoire. Pour expliquer l’intensité du ruissellement observé dans la phase de régime permanent (200 mm/h), il faut supposer que seulement 20 % de la surface de la placette est

contributive. Dans le cas de l'événement naturel, il faut supposer que seulement 37 % de la surface est contributive pour expliquer l'apparition de l'écoulement à l'exutoire.

Ces valeurs semblent faibles, notamment dans le cas de l'événement artificiel, pour lequel les mesures révèlent une généralisation rapide de l'écoulement de surface. Elles sont en outre largement inférieures aux données de la littérature. A titre d'exemple, sur un échantillon de 20 placettes de 1,2 m de large, *Abu-Zreig et al.* (2001) constatent en moyenne que 80 % de la largeur contribuent à l'écoulement. Dans 10 % des cas, cette fraction contributive est de 45 % mais elle ne descend pas en dessous. Ainsi, **si on suppose que le ruissellement se produit à la surface du mat racinaire et que la perméabilité moyenne mesurée en surface est réaliste, l'hypothèse de chenalisation ne semble pas pouvoir, à elle seule, expliquer l'apparition d'un ruissellement à l'exutoire.**

En tenant compte de l'hétérogénéité spatiale de la perméabilité de surface, on peut faire l'hypothèse que le ruissellement observé à l'exutoire est dû aux zones de faible perméabilité, connectées avec l'exutoire. On constate ainsi que 16 % des valeurs mesurées sont inférieures au flux injecté lors de l'événement artificiel, que 8 % des valeurs mesurées sont inférieures au flux ayant généré l'apparition du ruissellement lors de l'événement naturel et que 16 % des mesures sont inférieures au flux maximal reçu par le système lors de l'événement naturel. L'hétérogénéité spatiale des propriétés de sol peut donc justifier l'apparition d'un écoulement à l'exutoire, indépendamment d'une hypothèse de chenalisation. Cependant, si on attribue la valeur de perméabilité minimale mesurée aux zones dites faiblement perméables, on constate que **la proportion de surface faiblement perméable est trop petite pour expliquer la valeur absolue du flux ruisselé constaté au cours des deux événements**.

En conclusion, il semble qu'un ruissellement hortonien se produisant à la surface du mat racinaire est localement possible et peut contribuer, notamment si l'écoulement est chenalisé, à l'écoulement à l'exutoire. Cependant, cette hypothèse ne semble pas pouvoir expliquer la valeur absolue des flux mesurés à l'exutoire de la placette.

b/ Hypothèse d'un contrôle par un horizon sous-jacent du mat

Cette hypothèse est possible du fait de l'existence de ruptures de perméabilité entre les horizons [0-10 cm] et [10-30 cm] d'une part, entre les horizons [10-30 cm] et [>30 cm] d'autre part (cf chapitre III).

La rupture entre les horizons [0-10 cm] et [10-30 cm] est susceptible d'induire un refus d'infiltration produisant une mise en charge de l'horizon [0-10 cm] et un refus équivalent au niveau de la surface du mat. **Cette hypothèse est, de plus, cohérente avec les flux observés à l'exutoire**. En effet, dans le cas de l'événement artificiel, la perméabilité de l'horizon [10-30 cm] (140 mm/h) correspond très exactement au flux d'infiltration stabilisé mesuré. Dans le

cas de l'événement naturel, le flux moyen reçu par le système pendant la période identifiée comme contributive (250 mm/h) est susceptible d'induire un refus de 110 mm/h dans l'horizon [10-30 cm]. Cette valeur est supérieure à l'intensité moyenne du ruissellement observé à l'exutoire (30 mm/h) mais cet écart peut s'expliquer par l'effet de sorptivité du à un état hydrique initialement non saturé.

Cependant, la mise en charge de l'horizon [0-10 cm] n'a pas été observée par les tensiomètres situés à –15 cm. Cette absence de charge peut être un artéfact de mesure lié à l'écoulement vertical induisant une perte de charge au niveau des bougies mais une perte de 15 cm nous parait improbable. Si on suppose que l'absence de charge à –15 cm est représentative, ceci implique la présence de flux latéraux dans l'horizon [0-10 cm], équivalents au refus d'infiltration dans l'horizon [10-30 cm]. Autrement dit, **ceci implique que le ruissellement se produit à l'intérieur du mat racinaire et non sur le mat.** En fait, Il n'y a certainement pas, à l'échelle de la bande enherbée, une séparation nette des écoulements se produisant dans le mat et au-dessus du mat racinaire. D'une part, comme le mat présente une forte conductivité, il n'y a sans doute pas de différence très grande de vitesse d'écoulement de l'eau en son sein et à sa surface. D'autre part, du fait de la forte rugosité de surface du mat, il y a probablement un mélange spatialement variable des deux types de flux par des processus localisés de réinfiltration et d'exfiltration. De surcroît la gouttière de récupération du ruissellement à la sortie de la placette n'est pas rigoureusement posée sur la surface du sol mais plantée à une profondeur comprise entre -2 et -7 cm, ce qui implique qu'elle récupère à la fois les écoulements de surface et issus du mat racinaire.

L'hypothèse d'un contrôle par le seul horizon [10-30 cm] ignore cependant la baisse de perméabilité constatée entre les horizons [10-30 cm] et [<-30 cm]. Ceci est acceptable dans le cas de l'événement naturel car cet événement est trop fugace pour que l'interface située à -30 cm contrôle l'infiltration globale de la placette. En revanche, cette simplification est critiquable dans le cas de l'événement artificiel. En effet, les mesures humidimétriques et tensiométriques permettent de penser que le bulbe s'est déjà propagé au-delà de la profondeur -30 cm et sur toute la surface de la placette, au moment où le ruissellement arrive à l'exutoire. Autrement dit, **on suggère que l'infiltration est contrôlée par l'horizon [< -30 cm] et non par l'horizon [10-30 cm], au cours de l'événement artificiel.** Mais la perméabilité moyenne mesurée dans cet horizon (60 mm/h) suggère un refus d'infiltration (280 mm/h) incompatible avec les valeurs mesurées à l'exutoire. Ceci nous amène à supposer que des flux latéraux importants se produisent, équivalents au refus non retrouvé à l'exutoire.

En conclusion, le ruissellement observé à l'exutoire semble s'expliquer par un refus d'infiltration dans le sol sous-jacent du mat racinaire, et par une propagation à l'intérieur du mat. Autrement dit, la surface de référence du ruissellement à considérer n'est pas la surface

du mat racinaire mais sa base. Cette hypothèse explique relativement bien le flux mesuré à l'exutoire pour les deux événements observés. Néanmoins, dans le cas de l'événement artificiel, l'hypothèse est en contradiction partielle avec la différence de perméabilité observée entre les horizon [10-30 cm] et [< -30 cm], qui suggère plutôt un contrôle de l'infiltration par les couches de profondeur inférieure à -30 cm. Cette apparente incohérence entre flux et perméabilité mesurés pourrait toutefois être levée en cas d'écoulements latéraux importants dans l'horizon [10-30 cm].

1.2.1.2. Uniformité de l'écoulement de surface

Les mesures Watermark réalisées à la surface du mat racinaire au cours de l'événement artificiel semblent montrer **l'existence de voies d'écoulement préférentiel à la surface de la placette**. Elles montrent ainsi qu'un écoulement peut être mesuré à l'exutoire alors que seule une fraction de la surface de la placette est saturée. Les mesures d'humidité faites dans la couche [0-5 cm] confirment ce résultat dans le cas de l'événement naturel.

Ces mesures montrent en outre que dans le cas de l'événement artificiel, le ruissellement se généralise rapidement, de sorte que 10 minutes après l'apparition de l'écoulement à l'exutoire, on peut supposer le ruissellement de surface généralisé. Dans le cas de l'événement naturel, la durée du pic contributif (4 min) n'est vraisemblablement pas suffisante pour qu'une telle uniformisation se fasse. En effet, à la fin de l'événement, deux des quatre capteurs de surface n'ont toujours pas enregistré de mise à saturation. Ainsi, **on peut estimer de façon relative et à l'échelle de l'événement que l'écoulement de surface est plus hétérogène au cours de l'événement naturel que lors de l'événement artificiel**.

L'hypothèse d'un écoulement hétérogène est cohérente avec l'observation du couvert de la placette enherbée à petite échelle, qui confirme que celui-ci est constitué de touffes d'herbes isolées, que le relief est tourmenté, constitué de creux et de bosses, et que des traces d'écoulement serpentant entre les touffes d'herbe et les accumulations de sédiments sont visibles. Le fait que l'hétérogénéité semble plus forte pour l'événement naturel que pour l'événement artificiel peut s'expliquer par la différence d'intensité et de durée entre les deux événements. En effet, le débit supérieur de l'événement artificiel est susceptible d'induire une meilleure immersion de la microtopographie, donc un écoulement plus homogène. La durée supérieure de cet événement est un autre argument possible, dans la mesure où les chemins de l'eau marqués à la surface du sol se caractérisent probablement par une perméabilité plus faible que la moyenne. Au cours d'un événement de courte durée comme l'événement naturel, il est possible que seules les zones les moins perméables contribuent au ruissellement à l'exutoire.

Cette analyse contribue enfin à expliquer la différence entre les seuils de ruissellement observés à l'échelle de la placette lors de l'événement naturel et lors de l'événement artificiel.

En effet, l'infiltrabilité macroscopique apparemment supérieure dans le cas de l'événement artificiel peut s'expliquer par une surface d'infiltration supérieure.

1.2.1.3. Synthèse

La discussion sur l'uniformité du ruissellement de surface a permis d'établir l'existence probable de chemins de l'eau à la surface de la placette. On a en outre suggéré que ces chemins de l'eau sont caractérisés par une perméabilité relativement faible. Si cette hypothèse est réaliste, ceci permet de moduler les conclusions de la première discussion dans la mesure où les valeurs de perméabilité de surface alors considérées, correspondant aux valeurs moyennes mesurées, ont été établies sur une surface importante (un disque de 20 cm de diamètre) et sous une charge de 3 cm. En effet, les valeurs déterminées par un tel protocole sont représentatives d'un fonctionnement macroscopique, mais pas des chemins de l'eau, de dimensions centimétriques. Il est donc possible que ces valeurs soient supérieures à la perméabilité locale des chemins de l'eau, donc **que la contribution du ruissellement se produisant à la surface du mat ait été sous-estimée**. **Cette remarque renforce l'idée que le ruissellement mesuré à l'exutoire est probablement un mélange d'un ruissellement se propageant à la surface du mat et d'un ruissellement se propageant dans le mat.**

On note enfin que la rétention des pesticides que l'on peut attendre en surface est bien supérieure si l'écoulement se produit dans le mat que s'il se produit sur le mat. En effet, la rugosité supérieure induit probablement un meilleur contact avec le substrat.

1.2.2. Ecoulements de subsurface

Les résultats acquis au cours des deux événements étudiés montrent la présence d'écoulements verticaux très rapides dans l'horizon [0-50 cm] : la saturation se propage quasi instantanément entre 0 et –40 cm de profondeur, d'après les données humidimétriques, mais aussi entre –15 cm et –80 cm, d'après les données tensiométriques. Ces résultats confirment ceux du chapitre III, acquis à l'échelle locale du profil. Cela suggère la présence de macroporosité permettant des vitesses de transfert importantes.

Par ailleurs, on constate que la capacité d'infiltration apparente de la placette est supérieure lors de l'événement artificiel que lors de l'événement naturel. En effet, dans le cas de l'événement naturel, on identifie un seuil de ruissellement de 210 mm/h, qui provoque l'apparition d'un écoulement à l'exutoire 2 minutes plus tard. Dans le cas de l'événement artificiel, un débit de 370 mm/h induit un ruissellement au bout de 30 minutes. Or cette différence ne peut pas être imputable à l'état de saturation car partant d'un état hydrique initial similaire, le volume entré cumulé au bout de 30 minutes est de 120 mm lors de l'événement artificiel, alors qu'il n'est que de 60 mm lors l'événement naturel. Ceci est d'ailleurs cohérent avec les mesures d'humidité qui suggèrent que 30 minutes après le début de l'événement naturel, la placette est encore en grande partie non saturée alors qu'elle est

déjà en grande partie saturée 10 minutes après le début de l'événement artificiel. Cette différence d'infiltrabilité peut être due, non seulement à une surface d'infiltration supérieure, comme suggéré précédemment, mais aussi à la mise en œuvre d'une macroporosité induisant un flux infiltré intense.

Les résultats suggèrent, lors de l'événement artificiel, la présence d'écoulements latéraux à différentes profondeurs : des écoulements très importants dans le mat racinaire, des écoulements dans l'horizon [10-30 cm] et des écoulements plus profonds, dans la zone initialement saturée.

1.3. Conclusions de l'analyse expérimentale

Les observations expérimentales permettent de constater les points suivants :

- La capacité d'infiltration de la placette est très importante, de l'ordre de plusieurs centaines de millimètres par heure. Elle peut cependant être diminuée si la nappe remonte, comme c'est le cas pour l'événement artificiel.
- Les flux percolés en-dessous de la zone racinaire sont très importants. Notamment, on peut estimer qu'un flux équivalent au flux infiltré s'est propagé au-delà de cette profondeur, 24 heures après la fin de l'événement.
- La propagation des flux dans la zone racinaire est très rapide, de sorte que la percolation sous la zone racinaire apparaît peu de temps après le début de l'événement.

L'analyse des observations suggère par ailleurs les points suivants :

- Le ruissellement est certainement hétérogène tant du point de vue de la lame d'eau effective à la surface de la bande que de l'existence possible d'une chenalisation des écoulements.
- Le ruissellement capté à l'exutoire est probablement la somme d'un flux de surface et de flux latéraux dans le mat racinaire.
- Il existe probablement une macroporosité permettant des vitesses de transfert importantes.
- La capacité d'infiltration de la placette varie probablement en fonction des conditions de charge et donc de débit du ruissellement entrant, en lien avec l'hétérogénéité de l'écoulement de surface et la mise en charge ou non des macropores.
- Des écoulements latéraux se produisent probablement dans le profil de sol, notamment lorsque le profil se met en charge comme lors de l'événement artificiel.

Ces dernières hypothèses demandent à être vérifiées. La modélisation des flux d'eau à l'aide d'un modèle physique permet de répondre en partie à cette attente. Elle permet par ailleurs de rechercher une représentation équivalente du système.

2. Modélisation :

L'objectif général du travail de modélisation est de contribuer à la compréhension des processus d'écoulement dans la placette enherbée expérimentale et par là de se rapprocher d'une représentation macroscopique équivalente du système.

La modélisation du système expérimental va nous donner l'occasion de discuter des processus déjà évoqués dans la discussion des résultats expérimentaux :

- l'origine strictement superficielle ou également en partie subsuperficielle du ruissellement de surface mesuré à l'exutoire,
- l'existence et la contribution de voies d'écoulements rapides de type macropores,
- l'importance des flux latéraux de subsurface.

La modélisation nous permettra aussi d'aborder des questions plus spécifiques à la représentation de ces processus par des équations mathématiques, à savoir d'évaluer :

- la capacité de l'équation d'onde cinématique à rendre compte du ruissellement de surface,
- la capacité de l'équation de Richards à rendre compte des écoulements dans le sol,
- la validité des paramètres hydrodynamiques, notamment des perméabilités, obtenus à l'échelle locale.

On présente dans un premier temps la démarche de modélisation développée. Le modèle est ensuite utilisé pour reproduire l'événement naturel et l'événement artificiel, déjà présentés dans la partie expérimentale. Différentes hypothèses sont successivement envisagées puis validées.

2.1. Démarche

Ce travail de modélisation est réalisé sur les deux jeux de données expérimentales déjà présentés.

On fait l'hypothèse, à ce stade, que les flux dans le plan transversal à la pente sont faibles et que le système peut être représenté par un modèle 2D. Ceci sous-entend d'une part que l'écoulement de surface est uniforme sur toute la largeur de la placette, et d'autre part qu'il n'y a pas d'effet de bordure significatif.

2.1.1.1. Géométrie et maillage

Les contours extérieurs du domaine de modélisation, représentés dans la Figure IV.21, ont été définis à partir des observations expérimentales. Celles-ci montrent que l'infiltration dans la placette peut engendrer des flux profonds et une remontée de la nappe. Cette remontée peut en outre être enregistrée sur les quatre piézomètres, incluant les plus éloignés. On choisit

donc de modéliser un domaine de grandes dimensions incluant l'ensemble du transect piézométrique.

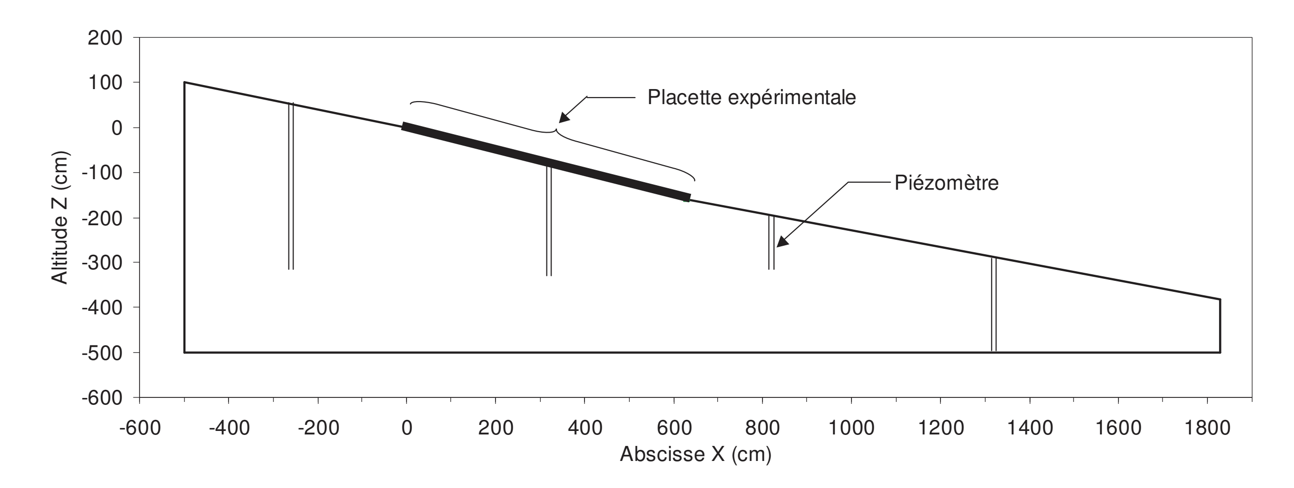


Figure IV.21 : Contours du domaine plan longitudinal sans lysimètre. Les limites de la placette expérimentale et la position des piézomètres sont indiquées à titre indicatif.

On note que le domaine simulé va au-delà des piézomètres les plus éloignés car ceux-ci ne peuvent être considérés comme des plans de charge constante et parce que l'évolution de la charge au cours du temps y est inconnue. La limite aval du versant modélisé est fixée au niveau de la rivière. La limite amont du versant est fixée à 3 m en amont du dernier piézomètre.

Le maillage utilisé pour représenter le plan longitudinal est représenté dans la Figure IV.22. Il présente une densité de nœuds hétérogène autorisant une discrétisation fine au voisinage de la surface du sol, avec un nombre total de nœud limité. Il comporte 5600 nœuds au total. La surface de la placette est décrite par 140 nœuds, formant des mailles de largeur 4 cm. A proximité immédiate de la surface, le sol est décrit par des mailles de même largeur et de hauteur 1 cm. Les mailles les plus grandes, situées à la base du domaine, sont des triangles équilatéraux de 30 cm de coté.

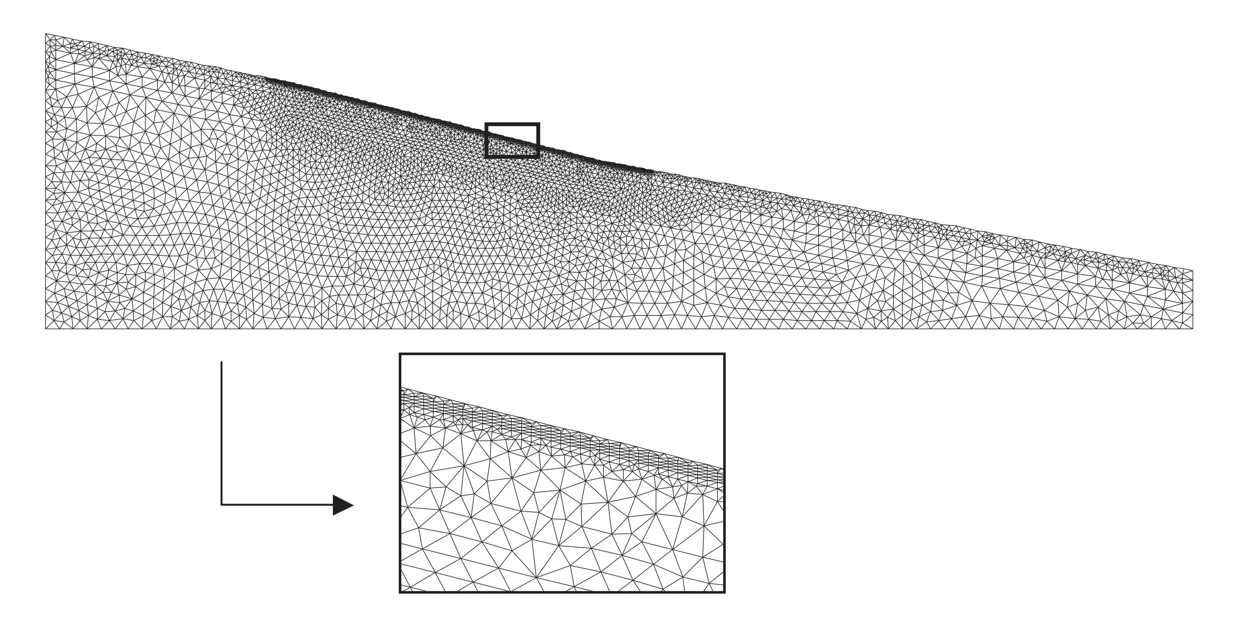


Figure IV.22 : Maillage utilisé dans le modèle plan longitudinal. Vue rapprochée de la surface du sol.

On choisit de ne pas représenter explicitement les lysimètres. On fait l'hypothèse que la surface des collecteurs est trop faible pour influencer significativement l'infiltration à l'échelle de la placette.

2.1.1.2. Conditions initiales

L'état initial du domaine est défini en terme de potentiel matriciel. Il est déduit des mesures de potentiel, des mesures piézométriques et des mesures humidimétriques faites avant l'événement.

Le profil de potentiel au-dessus de la nappe au démarrage des évènements de ruissellement est obtenu par simulation, en laissant le domaine évaporer à partir d'un état initial proche de la saturation, en imposant le niveau de la nappe aux nœuds des limites latérales et en contrôlant le potentiel minimum autorisé sur la limite de surface. On produit ainsi un profil de potentiel homogène sur l'ensemble de la placette.

a/ Modélisation de l'événement naturel

L'état initial du système est connu avec une certaine incertitude du fait de l'absence de données piézométrique et tensiométrique.

Concernant la piézométrie, seuls les niveaux extrêmes mesurés au cours de toute la campagne de suivi peuvent être pris comme repères, correspondant à des situations rencontrées au printemps pour le niveau maximal et en été pour le niveau minimal. En effet, le dernier relevé effectué avant le 12 août, datant du 23 juillet, montre un niveau de nappe très bas. Toutefois, un événement particulièrement intense s'est produit le 4 août (500 mm reçus par le système en 2 heures), événement qui a pu saturer la zone du versant modélisée.

Le profil de potentiel au dessus de la zone saturée peut être approché indirectement via les mesures d'humidité. Mais l'incertitude est non nulle, du fait de l'hétérogénéité des mesures entre les différents profils (cf Figure IV.1).

Ceci impose de formuler plusieurs hypothèses pour « encadrer » la gamme des états initiaux possibles le 12 août 2004. Trois hypothèses sont ainsi envisagées : une hypothèse 1 relativement humide, une hypothèse 2 intermédiaire et une hypothèse 3 relativement sèche. Les états initiaux correspondant à ces trois hypothèses sont obtenus eux mêmes par simulation de la période 4 août-12 août, à partir d'un versant initialement saturé, en supposant une évapotranspiration journalière de 5 mm, en imposant un niveau de nappe réaliste et en contrôlant le dessèchement de surface via un potentiel minimal accepté. Les trois états initiaux simulés sont générés en utilisant trois valeurs différentes pour le potentiel minimal accepté sur la surface du sol (-300 cm, -80 cm et -40 cm). Nous faisons l'hypothèse, vérifiée dans la suite, que l'événement n'est pas suffisamment important pour que le niveau de la nappe atteigne la surface du sol, quel que soit son niveau initial. Par conséquent, un seul niveau de nappe est considéré, correspondant à une hypothèse relativement proche du niveau maximal observé. Les états initiaux simulés sont illustrés par les Figure IV.23 et Figure IV.24.

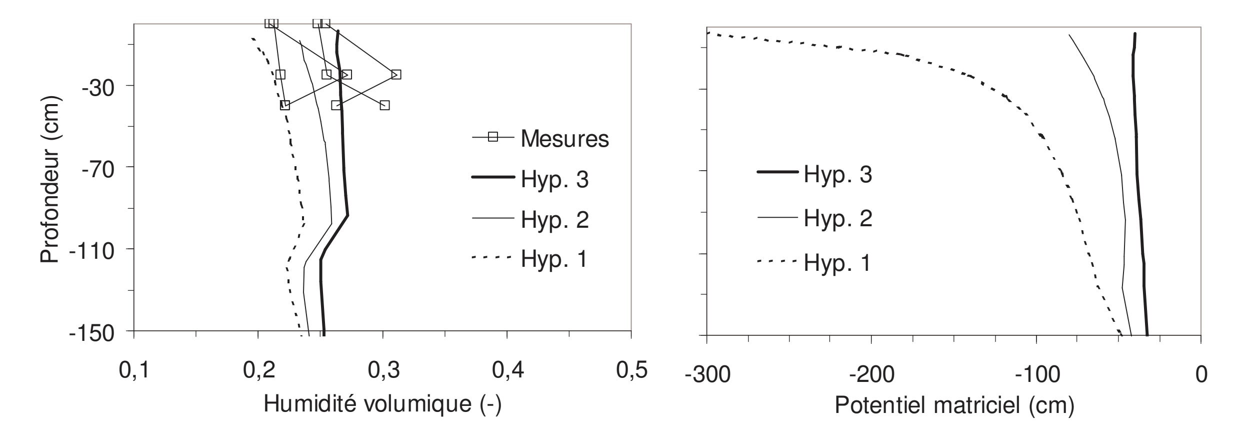


Figure IV.23 : Profils d'humidité (à gauche) et de potentiel (à droite) simulés au 12 août 2004 selon trois hypothèses destinées à encadrer la plage des états initiaux possibles.

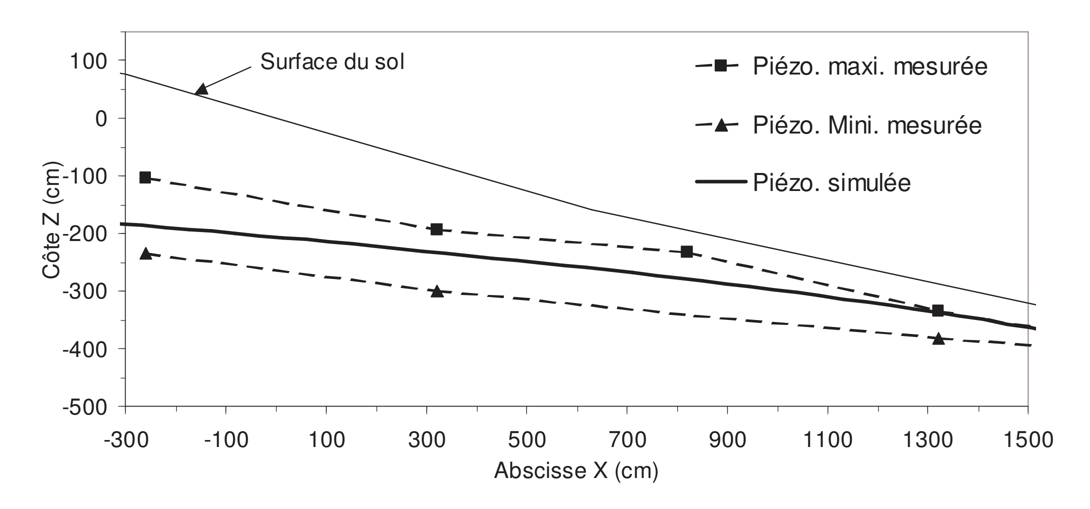


Figure IV.24 : Niveau piézométrique initial simulé le 12 août 2004.

b/ Modélisation de l'événement artificiel

L'état initial considéré le jour de l'événement artificiel (30 mars 2005) est obtenu par simulation d'une période antérieure fictive, à partir d'un versant initialement saturé, en supposant une évapotranspiration journalière de 5 mm, en imposant le niveau de nappe mesuré le jour de l'événement artificiel et en contrôlant le dessèchement de surface via un potentiel minimal accepté de -75 cm. L'évapotranspiration imposée dans le modèle n'est pas supposée être réaliste pour la période considérée. Le seul but de cette simulation préliminaire est de produire un profil de potentiel correspondant aux mesures. La simulation de cette période antérieure est « interrompue » à partir du moment où le profil de potentiel simulé correspond au profil effectivement mesuré le jour de l'événement, en l'occurrence, au bout d'une période de 24 heures. On suppose que l'état hydrique au démarrage de l'événement artificiel est connu avec suffisamment de précision pour ne tester qu'une seule hypothèse. L'état hydrique ainsi obtenu et utilisé dans la suite comme état initial simulé au démarrage de l'événement, est illustré par la Figure IV.25.

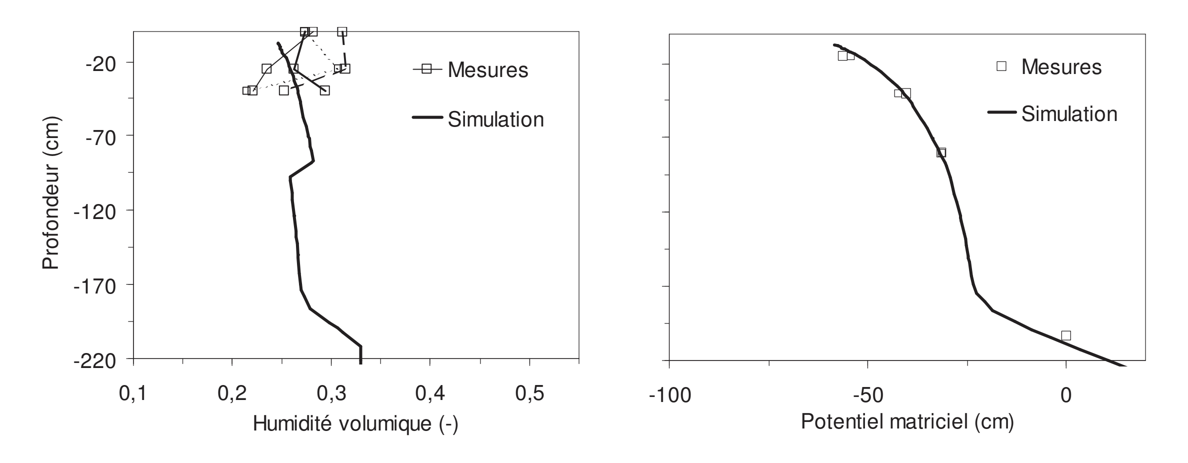


Figure IV.25 : Comparaison de l'état hydrique initial simulé au 30 mars 2005 (en X=430 cm) avec les valeurs mesurées.

2.1.1.3. Conditions aux limites

Les conditions aux limites utilisées sont de nature différente selon qu'on représente l'événement à proprement parler ou la période postérieure à l'événement.

a/ Modélisation de la période ruisselante

Les conditions aux limites utilisées dans le modèle longitudinal pour décrire l'événement ruisselant sont illustrées par la Figure IV.26.

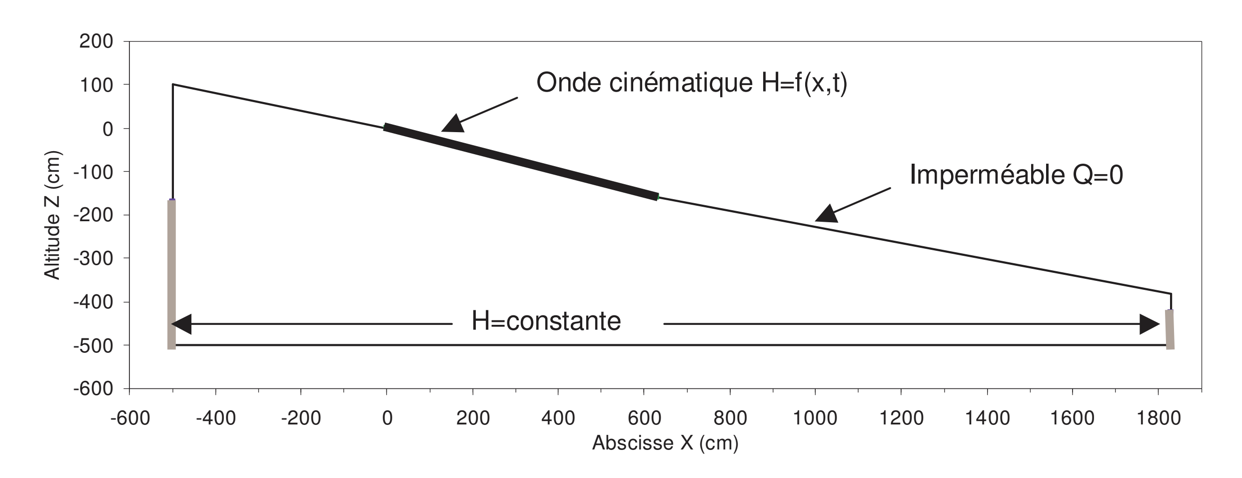


Figure IV.26 : Conditions aux limites du modèle longitudinal utilisées pour décrire un événement ruisselant.

La limite inférieure du domaine est supposée imperméable car sa côte est inférieure à l'extrémité basse des tubes piézométriques B, C et D (cf Figure IV.21), qui sont supposés sur ou à faible distance du substratum granitique, lui même supposé imperméable.

La limite supérieure représentant la surface du sol est supposée imperméable, hormis la zone correspondant à la placette expérimentale où le ruissellement est représenté par une onde cinématique. Une charge correspondant au débit mesuré est imposée sur le nœud amont. Cette charge est déduite du débit mesuré via la relation de Manning-Strickler. Elle suppose donc une hypothèse sur le paramètre de rugosité. La valeur de pente utilisée correspond à la pente moyenne mesurée dans la placette et à la pente de la surface du domaine de modélisation : 0,2526 $m.m^{-1}$. L'équation d'onde cinématique propage cette charge en tenant compte de l'infiltration et de la pluie.

Les limites latérales sont décrites par une condition de charge constante correspondant à la position mesurée du toit de la nappe.

Cas de l'événement naturel

Les conditions de charge et de flux imposées dans le modèle d'onde cinématique sont illustrées dans la Figure IV.27. Charge et flux simulés représentent fidèlement les flux

mesurés expérimentalement (cf Figure IV.2). La charge illustrée a été calculée avec une rugosité n = 0,4 s.m$^{-1/3}$.

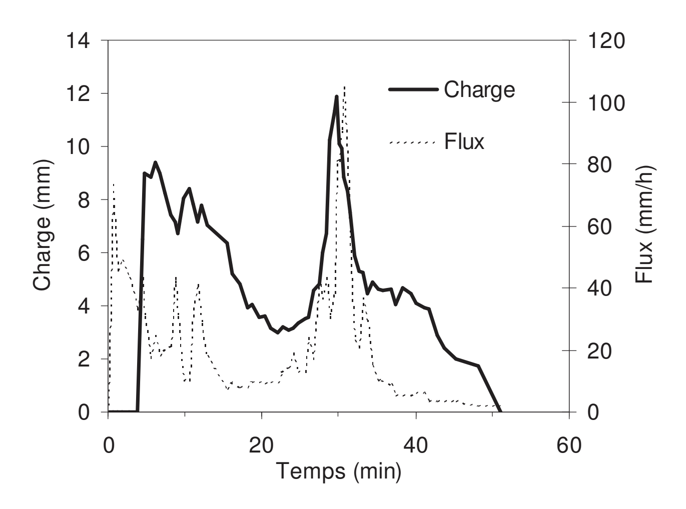


Figure IV.27 : Conditions imposées sur la zone représentant la placette enherbée.

Les conditions de charge imposées sur les limites latérales amont et aval correspondent à un niveau piézométrique théorique, comme explicité dans le paragraphe 2.1.1.2. , et illustré dans la Figure IV.24.

Cas de l'événement artificiel

La charge décrivant le ruissellement entrant dans la placette enherbée est illustrée par la Figure IV.28. La chronique mesurée a été simplifiée pour limiter le temps de calcul numérique. On rappelle qu'il n'y a pas d'apport de pluie pendant cet événement. La charge illustrée a été calculée avec une rugosité n = 0,4 s.m$^{-1/3}$

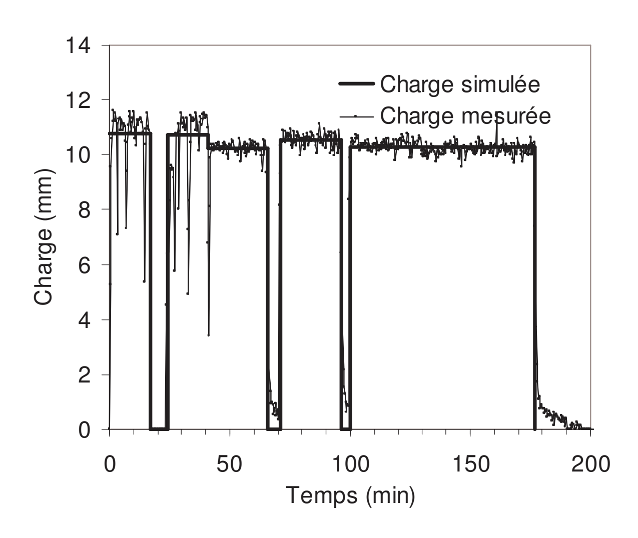


Figure IV.28 : Condition de charge imposée au nœud amont de la zone représentant la placette enherbée.

Les conditions de charge imposées sur les limites amont et aval correspondent au niveau piézométrique constaté au début de la simulation de ruissellement (cf Figure IV.8).

b/ Modélisation de la période postérieure à l'événement

Les conditions aux limites utilisées pour décrire la période postérieure à l'événement sont illustrées par la Figure IV.29.

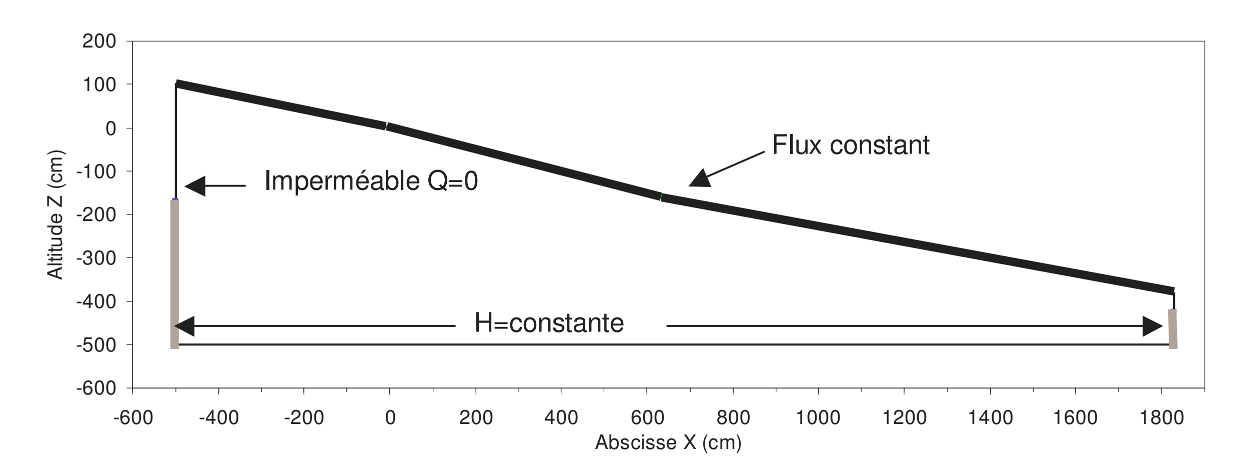


Figure IV.29 : Conditions aux limites du modèle longitudinal utilisées pour décrire la période postérieure à un événement ruisselant

La différence avec les conditions utilisées pour décrire la période ruisselante vient de la condition imposée sur la limite de surface. L'équation d'onde cinématique est remplacée par une condition de flux constant, uniforme sur tout le domaine. Ce flux représente l'évapo-transpiration du milieu.

Dans la mesure où le modèle utilisé ne permet pas de modifier la nature des conditions aux limites en cours de calcul, deux calculs successifs sont réalisés, décrivant respectivement l'événement et la période postérieure à l'événement. L'état initial utilisé dans le deuxième calcul correspond à l'état final obtenu dans le premier.

2.2. Simulation de l'événement naturel

L'événement naturel étudié est simulé avec le modèle présenté précédemment. Les paramètres hydrodynamiques sont les paramètres moyens mesurés, déjà en partie validés à l'échelle locale. On rappelle que ces paramètres distinguent trois niveaux de perméabilités dans le profil, associés aux horizons [0-10 cm], [10-30 cm] et [>30 cm] et trois capacités de rétention, associées aux horizons [0-10 cm], [10-90 cm] et [>90 cm] (cf chapitre III). Ils sont rappelés dans le Tableau IV.11.

Tableau IV.11 : Paramètres hydrodynamiques principaux correspondant aux mesures réalisées à l'échelle locale.

Horizon	thêta r (-)	thêta s (-)	alpha (cm-1)	n (-)	Ksat (mm/h)
0-10cm	0,15	0,52	0,32	1,46	680
10-30cm	0,15	0,40	0,10	1,52	140
30-90cm	0,15	0,40	0,10	1,52	60
>90cm	0,15	0,33	0,07	1,57	60

On suppose par ailleurs que :

- les horizons sont de même pente que la surface du sol,
- le sol est isotrope : la perméabilité horizontale est égale à la perméabilité verticale.
- le ruissellement se produit à la surface du mat racinaire et les flux mesurés à l'exutoire correspondent effectivement à celui-ci. Le mat racinaire, de 10 cm d'épaisseur, est donc assimilé au profil de sol. L'onde cinématique est résolue à sa surface et les flux dans cet horizon sont représentés par l'équation de Richards.
- le ruissellement est uniforme à la surface de la placette. Ceci signifie que la charge imposée à la surface suppose une répartition du débit entré dans le système sur 400 cm de largeur.

2.2.1. Ruissellement de surface et infiltration

Avec les paramètres décrits précédemment, le modèle ne simule pas de ruissellement à l'exutoire réaliste, quelle que soit l'hypothèse d'état initial considérée et quelle que soit la rugosité supposée. Une gamme de coefficients de rugosité allant de 0,1 $s.m^{-1/3}$ à 0,6 $s.m^{-1/3}$ a été testée, correspondant à des valeurs réalistes pour ce type de couvert (Abu-Zreig et al., 2001; Deletic, 2001; Muñoz-Carpena et al., 1999). Les résultats sont présentés dans le Tableau IV.12, sous forme d'une distance maximale atteinte par l'écoulement de surface à l'intérieur de la placette.

Tableau IV.12 : Distance de propagation maximale du ruissellement simulé, pour des coefficients de rugosité de 0,4 $s.m^{-1/3}$ et 0,1 $s.m^{-1/3}$.

Rugosité	Etat initial	Distance (cm)
n=0,4	Hyp. 1	550
	Hyp. 2	590
	Hyp. 3	625
n=0,1	Hyp. 1	560
	Hyp. 2	600
	Hyp. 3	630

La distance maximale atteinte par le ruissellement n'est pas très éloignée de l'exutoire mais elle ne l'atteint pas, sauf dans l'hypothèse d'une rugosité n = 0,1 $s.m^{-1/3}$ et d'un état initial très proche de la saturation. Toutefois, le ruissellement correspondant est quasi nul, de

0,02 mm, ce qui est inférieur de 2 ordres de grandeur au ruissellement observé. On retiendra que pour la majorité de ces simulations, l'intégralité du ruissellement et de la pluie entrant dans la placette s'infiltre.

Le flux infiltré simulé sur la limite de surface est de 103 mm. De manière étonnante, ce chiffre est légèrement supérieur au flux total mesuré reçu par la bande (97 mm). L'erreur numérique du modèle ne semble pas en cause, puisque inférieure à 1 mm pour la totalité des simulations. Cette incohérence s'explique donc probablement par la description simplifiée qui est faite des flux imposés en surface. En effet, le modèle interpole les données de flux instantanées rentrées comme conditions aux limites, par des fonctions en escalier. Cette approximation peut induire une surestimation du flux cumulé. Ceci étant, on retiendra que l'écart reste raisonnable relativement au flux total entrant puisqu'il n'est que de 6 % de la valeur mesurée.

Ces résultats suggèrent deux hypothèses :

- Le ruissellement capté à l'exutoire est dû à un écoulement latéral se produisant dans le mat racinaire.
- La lame d'eau retenue dans le mat racinaire est trop importante, autrement dit l'épaisseur du mat racinaire simulé est trop grande.

Concernant la première hypothèse, on constate que le modèle de transfert utilisé simule un flux horizontal dans la couche de sol [0-10 cm], au niveau de l'exutoire, quasi nul, y compris en supposant une anisotropie d'un facteur 10 ou 100, comme suggéré par *Le Meillour* (1996).

Concernant la lame d'eau retenue dans le mat racinaire, les résultats obtenus avec un mat racinaire d'épaisseur réduite et isotrope, sont illustrés dans la Figure IV.30.

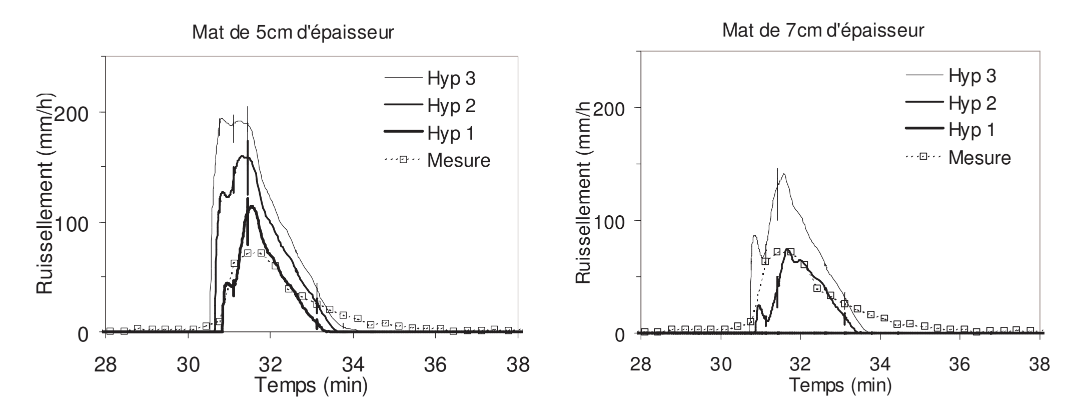


Figure IV.30 : Ruissellement de surface simulé dans l'hypothèse d'un mat racinaire isotrope et d'une rugosité de surface n=0,4 s.m$^{-1/3}$.

Cette figure montre que l'épaisseur du mat racinaire est un paramètre relativement sensible à l'échelle d'un événement de courte durée. Le fait de considérer un mat d'épaisseur

5 à 7 cm améliore significativement le réalisme de la simulation, suivant l'hypothèse d'état initial considérée.

On montre par ailleurs que moyennant l'hypothèse d'un mat racinaire d'épaisseur réduite et d'une anisotropie de perméabilité dans celui-ci, le modèle permet d'expliquer l'inertie observée en fin d'événement sur l'hydrogramme mesuré expérimentalement. Ces résultats sont illustrés dans la Figure IV.31. Seules les deux configurations les plus réalistes sont représentées, associant respectivement l'hypothèse d'état hydrique sec au mat de 5 cm, et l'hypothèse d'état hydrique intermédiaire au mat de 7 cm. Ces deux configurations donnent des résultats équivalents et ne sont pas discriminables.

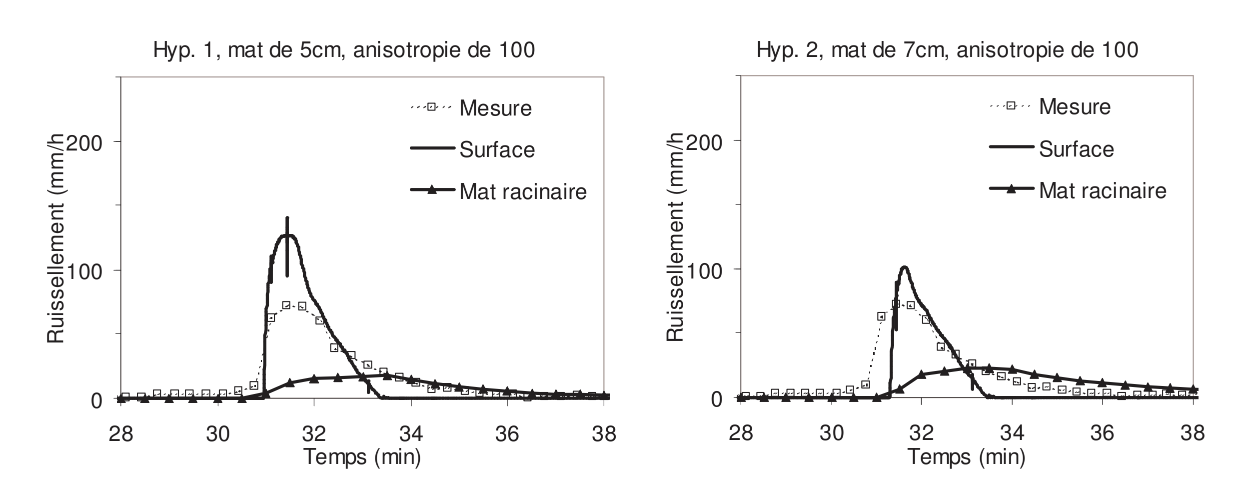


Figure IV.31 : Ruissellement de surface simulé dans l'hypothèse d'un mat racinaire anisotrope dans lequel Kx = 100×Kz et d'une rugosité de surface n=0,4 s.m$^{-1/3}$.

Ces résultats sont cohérents avec l'hypothèse d'un écoulement à l'exutoire étant la somme d'un écoulement de surface et d'un écoulement se produisant à l'intérieur d'un mat racinaire fortement anisotrope. Dans l'hypothèse d'un mat de 5 cm, l'écoulement de surface représente 2,6 mm et l'écoulement dans le mat, 1,3 mm. Dans l'hypothèse d'un mat de 7 cm, l'écoulement de surface et l'écoulement dans le mat représentent des volumes identiques, de 1,3 mm chacun. La somme des deux écoulements superficiel et subsuperficiel est légèrement supérieure au ruissellement observé mais elle peut être considérée comme réaliste. Le fait que cette somme soit supérieure au ruissellement mesuré peut s'expliquer par le fait que la gouttière de collecte située à l'exutoire n'est pas à -10 cm de profondeur mais plus proche de la surface, entre -4 cm et -6 cm. Elle ne capte donc qu'une partie du flux simulé par le modèle dans le mat racinaire. Ces deux simulations servent de référence pour l'étude de la propagation simulée des flux en subsurface.

2.2.2. Propagation des flux en subsurface

La propagation simulée des flux en subsurface est évaluée sur le critère des variations relatives d'humidité mesurées dans la zone racinaire. On note que les humidités mesurées

dans la couche [0-15 cm] nous renseignent indirectement sur la propagation du ruissellement de surface. Les humidités mesurées et simulées sont comparées dans la Figure IV.32.

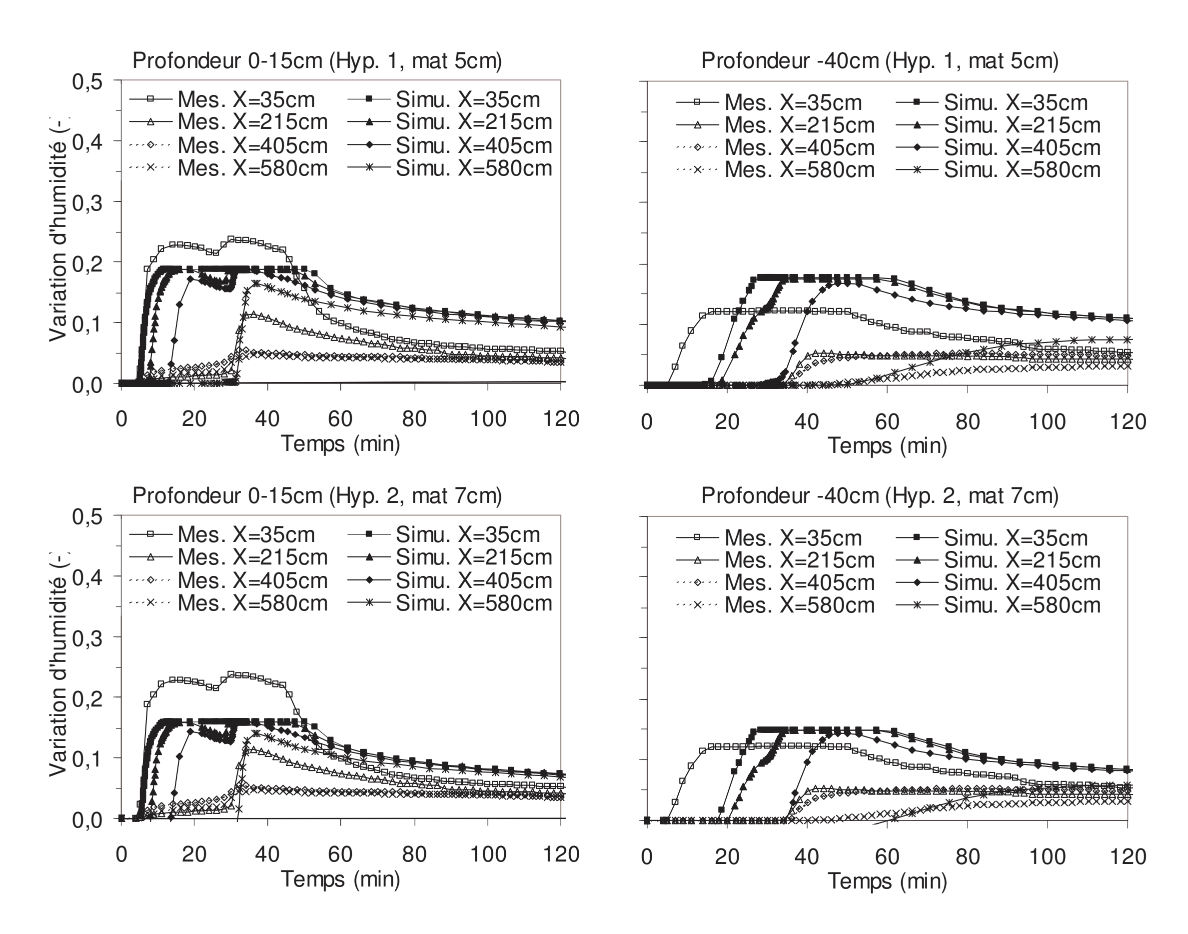


Figure IV.32 : Comparaison des variations relatives d'humidité mesurées dans la couche [0-15 cm] (à gauche) et à –40 cm (à droite), avec les variations d'humidité simulées à –15 cm et –40 cm. Résultats simulés obtenus avec l'hypothèse 1, correspondant à un état initial « sec » (en haut), et avec l'hypothèse 2, correspondant à un état initial « intermédiaire » (en bas) .

En surface, la propagation simulée est nettement plus rapide que la propagation apparente mesurée sur le coté droit de la placette. Notamment, le modèle simule une mise à saturation rapide de la surface des profils X=215 cm et X=405 cm, qui n'a pas été observée. De plus, l'amplitude de la variation d'humidité simulée sur la totalité de l'événement est nettement supérieure à la variation mesurée, excepté pour le premier profil X=35 cm. Ceci tend à confirmer l'hypothèse issue de l'analyse expérimentale, suggérant une propagation hétérogène du ruissellement dans le système réel pour expliquer le fait que ces profils n'aient été que partiellement saturés. Ceci permet d'infirmer l'hypothèse alternative supposant qu'une vitesse de propagation verticale limitée est à l'origine de la saturation partielle de la couche [0-15 cm].

A la profondeur -40 cm, la dynamique de saturation simulée est en retard sur la dynamique observée. Ceci montre que le modèle, paramétré avec les perméabilités moyennes, sous-estime la vitesse de transfert dans le sol, ce qui a déjà été constaté à l'échelle locale.

Les deux hypothèses d'état initial et d'épaisseur du mat racinaire conduisent à des dynamiques de propagation très proches. Seule l'amplitude des variations d'humidité change suivant l'état initial considéré. Mais les résultats ne permettent pas de dire si une des deux configurations est plus réaliste que l'autre.

La profondeur maximale atteinte par le bulbe d'infiltration, simulée par le modèle, est illustrée par la Figure IV.33.

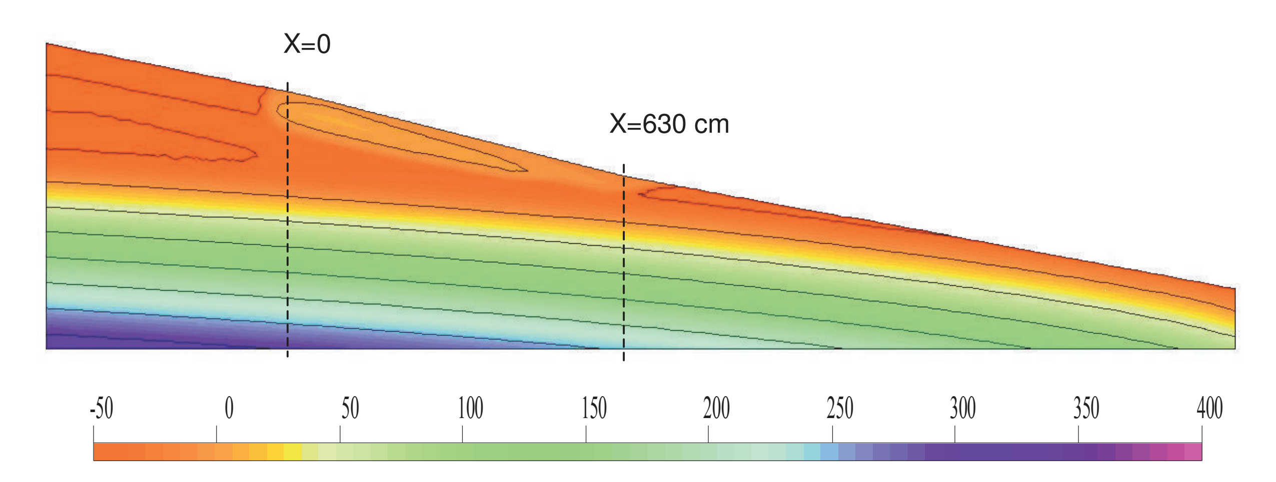


Figure IV.33 : Courbes isopotentielles simulées dans le plan longitudinal à la fin de l'événement (t=50 min), à partir de l'hypothèse d'état initial intermédiaire.

Cette figure est en accord avec l'hypothèse expérimentale suggérant que l'événement naturel n'a pas engendré de remontée de la nappe. Le bulbe d'infiltration simulé a induit une saturation du profil jusqu'à -50 cm. On note cependant qu'étant donné le retard constaté au niveau des humidimètres situés à -40 cm, cette propagation est probablement légèrement sous-estimée.

2.2.3. Variation de stock

La variation de stock simulée de la couche [0-50 cm] est comparée à la variation mesurée dans la Figure IV.34.

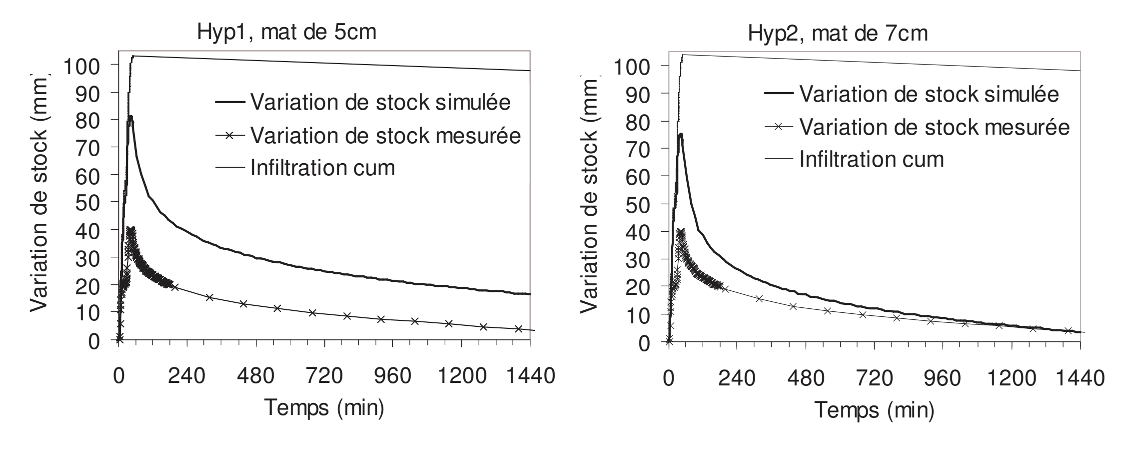


Figure IV.34 : Variations de stock de la couche [0-50 cm] mesurée et simulée avec les deux configurations retenues.

La variation de stock simulée au cours de l'événement est nettement supérieure à la variation mesurée, et les hypothèses formulées sur l'état hydrique ne semblent pas expliquer cet écart. Ceci est cohérent avec les variations d'humidité observées à l'échelle des profils instrumentés. Cela montre a posteriori que la faible variation de stock mesurée n'est pas uniquement due à des écoulements latéraux et profonds, comme cela a été suggéré dans l'analyse expérimentale, mais aussi à une hétérogénéité des flux à l'échelle macroscopique de la placette.

La dynamique de ressuyage simulée est quasi identique à la dynamique mesurée dans les deux configurations testées. L'hypothèse d'état initial intermédiaire suggère un retour à l'état hydrique initial 24 heures après la fin de l'événement, comme ce qui a été observé. L'hypothèse d'état initial sec suggère un stockage résiduel non nul à 24 heures mais néanmoins faible : 20 % de la variation de stock maximale.

2.2.4. Percolation à -50 cm de profondeur et bilan

Etant donné que les deux configurations envisagées jusqu'à présent ne montrent pas de différence majeure dans la propagation simulée des flux en subsurface, on choisit de n'en considérer qu'une. On choisit arbitrairement d'étudier les flux simulés avec l'hypothèse d'état hydrique sec et le mat de 5 cm d'épaisseur. Les flux de percolation simulés au niveau des quatre profils équipés de lysimètres sont présentés dans le Tableau IV.13.

Tableau IV.13 : Comparaison des flux cumulés simulés à –50 cm de profondeur, avec les flux cumulés mesurés dans les lysimètres à mèche.

	X=35cm (A)	X=215cm (B)	X=405cm (C)	X=580cm (D)
Mesure	41 ±8	30 ±4	17 ±5	23 ±0,5
Simulation	95	86	60	24
Mesure	1	0,73	0,41	0,55
Simulation	1	0,91	0,63	0,25

Les flux simulés par le modèle à –50 cm de profondeur sont jusqu'à trois fois supérieurs aux flux mesurés. Ceci est cohérent avec le constat de sous-estimation des flux par les dispositifs lysimétriques à mèches.

Le modèle simule lui aussi une diminution du flux percolé de l'amont-aval. Ceci confirme que cette diminution est liée à la dynamique de propagation du ruissellement à la surface de la placette.

Le flux instantané simulé à -50 cm de profondeur, moyen à l'échelle de la placette, est illustré par la Figure IV.35. La figure illustre aussi la variation de stock et l'infiltration, de façon à faire un bilan en continu des flux entrés, sortis et stocké dans la zone racinaire.

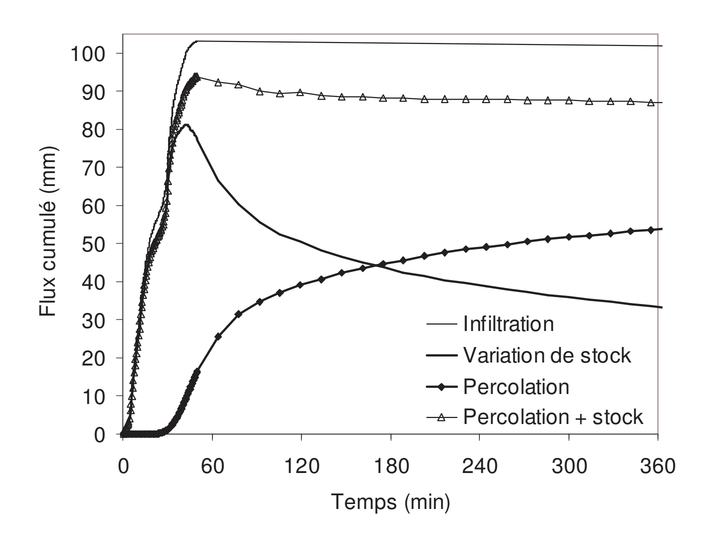


Figure IV.35 : Bilan des flux instantanés entrés, sortis et stockés dans la zone racinaire au cours de l'événement naturel.

Malgré le retard constaté à l'échelle des profils, la simulation reproduit une propagation relativement rapide du front d'infiltration entre la surface du sol et -50 cm de profondeur, de sorte qu'un flux apparaît à -50 cm, 30 minutes seulement après le début de l'événement. Ceci indique qu'une représentation darcienne standard des écoulements, avec les paramètres hydrodynamiques mesurés, suffit à représenter une percolation rapide.

La percolation et la variation de stock de la couche [0-50 cm] à l'aplomb de la placette expliquent 90 % du volume total infiltré à l'échelle de l'événement. Les flux latéraux simulés dans cette couche, se produisant vers l'aval ou vers l'amont, sont donc faibles, inférieur à 10 %, y compris pendant l'événement.

2.2.4.1. Conclusions relatives à la simulation de l'événement naturel

Le modèle utilisé reproduit bien les ordres de grandeur observés, concernant le volume infiltré et le ruissellement à l'exutoire, moyennant un ajustement de l'épaisseur du mat racinaire et de sa perméabilité horizontale. On en déduit notamment que les perméabilités moyennes mesurées à l'échelle locale rendent bien compte des flux s'infiltrant dans le sol, lors de cet événement et que le ruissellement collecté à l'exutoire est la somme d'un écoulement se produisant à la surface du mat racinaire et d'un écoulement se produisant dans celui-ci.

Le modèle ne reproduit pas les variations d'humidité observées sur trois des quatres profils instrumentés, suggérant ainsi que l'écoulement de surface dans le système réel est hétérogène.

Le modèle reproduit très bien la cinétique de ressuyage de la zone racinaire, validant ainsi les bilans établis à 24 heures. Il montre en outre que le flux infiltré induit un flux de percolation dès le début de l'événement. Ce terme de percolation devient le terme

prépondérant dans le bilan peu de temps après la fin de l'événement. Les flux latéraux se produisant dans la zone racinaire sont faibles.

Les résultats suggèrent l'existence d'une macroporosité induisant des vitesses de transfert élevées, mais vraisemblablement peu significative en terme de flux.

2.3. Simulation de l'événement artificiel

L'événement artificiel est simulé avec le modèle et les paramètres utilisés pour simuler l'événement naturel. Conformément aux acquis de cette première simulation, on suppose un mat racinaire de 5 cm d'épaisseur et fortement anisotrope.

2.3.1. Utilisation des paramètres hydrodynamiques validés sur l'événement naturel

2.3.1.1. Ruissellement de surface

Le ruissellement à l'exutoire simulé par le modèle est illustré dans la Figure IV.36.

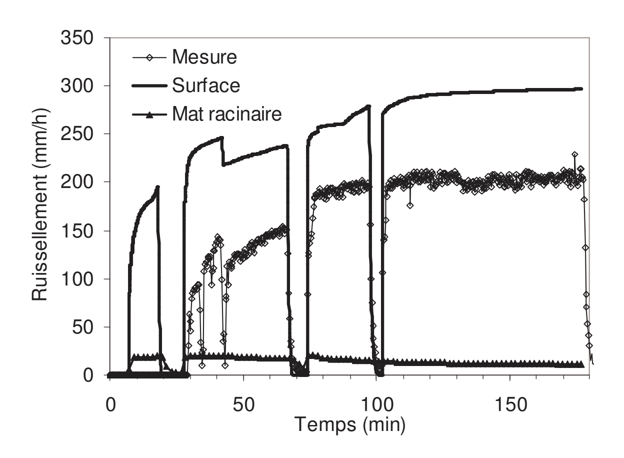


Figure IV.36 : Flux ruisselé en surface et dans le mat, simulé avec les paramètres moyens mesurés.

Le modèle surestime largement le ruissellement de surface. La différence d'intensité entre ruissellements simulé et mesuré est d'environ 100 mm/h. Le flux infiltré dans le sol est sous-estimé d'autant. La vitesse de propagation dans la placette est de ce fait également surestimée. Le ruissellement simulé survient à l'exutoire 20 minutes trop tôt, par rapport au ruissellement observé.

Ceci était en partie prévisible dans la mesure où le flux infiltré stabilisé mesuré est supérieur à la perméabilité mesurée dans l'horizon [10-30 cm], et utilisée dans le modèle. Toutefois, ce résultat montre que les flux latéraux se produisant dans le plan longitudinal, entre 0 et -30 cm, ne sont pas suffisants pour évacuer le refus d'infiltration dans à -30 cm, contrairement à ce qui a été suggéré dans l'analyse des résultats expérimentaux.

La comparaison avec le réalisme relatif de la modélisation de l'événement naturel suggère que des processus non ou peu contributifs lors de l'événement naturel, le deviennent lors de l'événement artificiel et qu'ils ne sont pas représentés par le modèle 2D longitudinal ainsi paramétré.

2.3.1.2. Propagation des flux en subsurface

La propagation des flux en subsurface est étudiée à travers la variable potentiel matriciel, simulée au niveau des nœuds représentant les tensiomètres. Dans la mesure où on dispose de données expérimentales, on préfère la variable potentiel à la variable humidité, de dynamique identique et renseignant sur le processus de mise en charge. La Figure IV.37 présente les potentiels simulés par le modèle longitudinal dans la placette, en X=240 cm, aux trois profondeurs instrumentées. Les potentiels simulés en X=430 cm sont comparables à ceux simulés en X=240 cm.

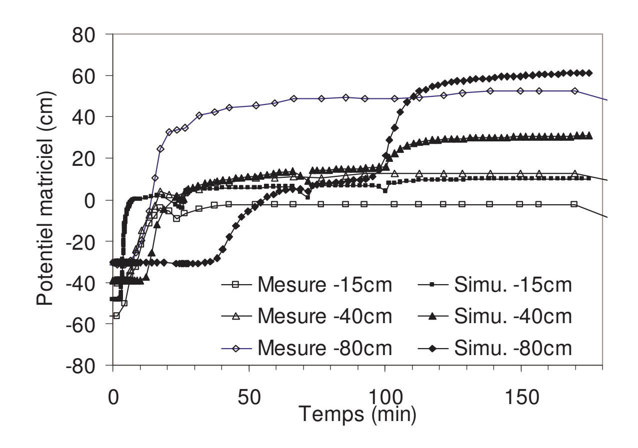


Figure IV.37 : Comparaison des potentiels simulé et mesuré sous la placette, en X=240 cm.

L'évolution du potentiel simulé à –40 cm et –80 cm de profondeur, sous la placette, montre deux phases. La première phase est vraisemblablement associée à la propagation du bulbe d'infiltration. Les interfaces situées à –10 cm et –30 cm sont mises en charge. La deuxième phase correspond à la remontée de la nappe. Le niveau de charge simulé à -80 cm dans la deuxième phase est proche, bien que supérieur, de la valeur mesurée. Ceci suggère que la mise en charge observée à cette profondeur est due à la remontée de la nappe et non à la mise en charge de ruptures de perméabilité par le bulbe d'infiltration. On en déduit que la remontée de nappe simulée est très en retard sur la remontée réelle. On note en outre que le début de la première phase est lui aussi simulé avec un retard important, confirmant ainsi une vitesse de propagation verticale sous-estimée par le modèle. Le niveau de charge simulé à -40 cm est très proche de la valeur mesurée au cours de la première phase puis devient supérieur de 20 cm dans la deuxième phase. Ceci suggère que la hauteur de remontée de nappe simulée par le modèle est surestimée. Le niveau de charge simulé à -15 cm est

supérieur de 10 cm à la valeur mesurée durant les deux phases. La valeur simulée est liée à la mise en charge des interfaces situés à -7 cm et -30 cm dans le modèle. Elle correspond à la côte de la surface du sol, diminuée des pertes de charge liées aux écoulements verticaux et horizontaux dans le mat. L'écart par rapport aux valeurs mesurées s'explique probablement par des pertes de charge se produisant dans les bougies des tensiomètres.

La vitesse de progression verticale du front d'infiltration est liée en théorie, soit à la perméabilité du milieu et / ou à l'existence de flux préférentiels macroporaux, soit à la capacité initiale d'emmagasinement. Toutefois les paramètres hydrodynamiques utilisés correspondent déjà à une hypothèse favorable concernant la capacité d'emmagasinement, supposée faible. De plus, l'incertitude associée à l'état hydrique initial lors de l'événement artificiel est faible. Les valeurs de perméabilité reproduisant correctement le flux infiltré et la propagation observée lors de l'événement naturel, l'hypothèse la plus probable pour expliquer le retard observé à -80 cm et dans une moindre mesure à -40 cm, semble être la mise en charge d'une macroporosité caractérisée par des vitesses de transfert élevées.

La distribution des potentiels simulée par le modèle, à la fin de l'événement, est illustrée par la Figure IV.38.

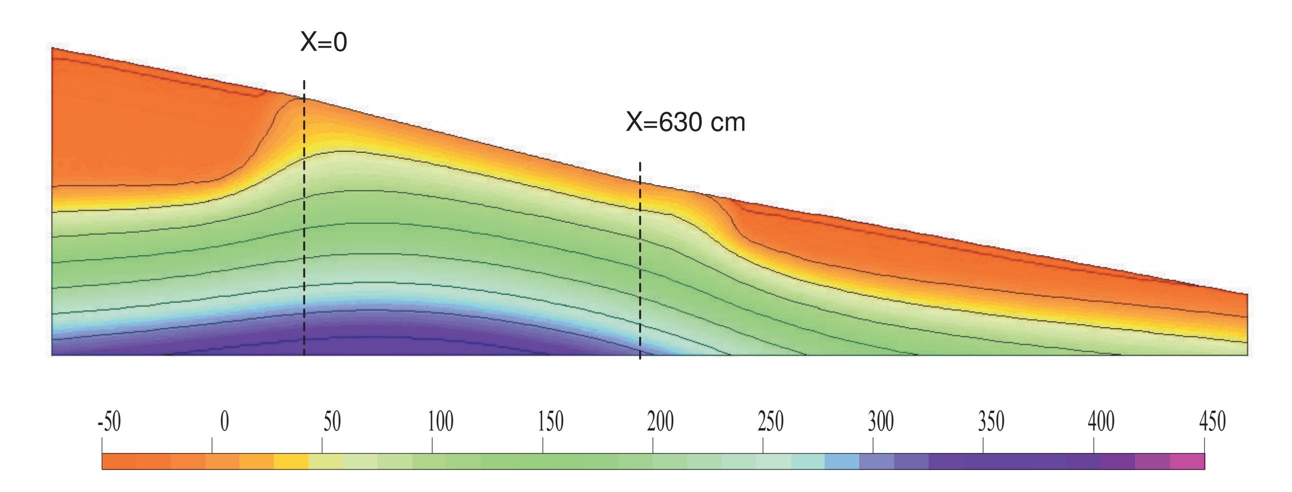


Figure IV.38 : Courbes isopotentielles simulées par le modèle longitudinal à l'instant t=180 minutes.

Cette figure confirme une remontée importante de la nappe. Cette remontée génère des gradients à la fois dans le plan longitudinal représenté mais probablement aussi dans le plan transversal, non représenté. Ceci confirme donc l'hypothèse selon laquelle des flux dans le plan transversal peuvent expliquer la sous-estimation du flux infiltré simulé par le modèle.

2.3.1.3. Variation de stock

La variation de stock simulée dans la couche [0-50 cm] est comparée à la variation mesurée, dans la Figure IV.39.

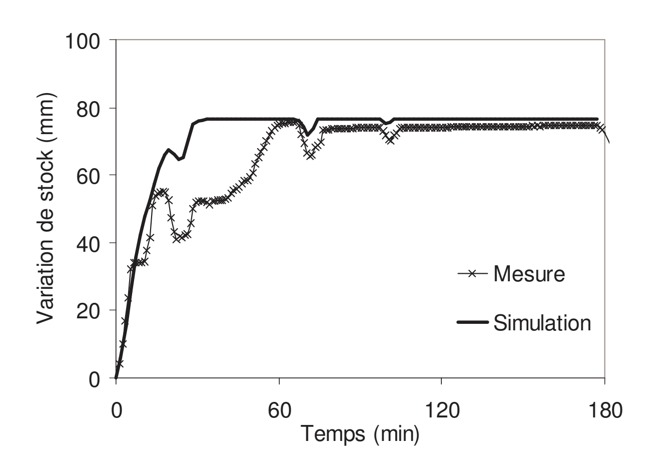


Figure IV.39 : Variations de stock dans la couche [0-50 cm] mesurée et simulée.

La variation de stock maximale simulée est très proche de la valeur mesurée. Ceci signifie que l'état initial, la capacité de rétention à saturation et la courbe *θ(h)* sont bien reproduits. Le palier présenté par la courbe expérimentale ne semble pas pouvoir être justifié. Cette cohérence entre valeur mesurée et valeur simulée confirme a posteriori qu'il y a bien une différence dans l'homogénéité des flux à l'échelle macroscopique de la placette, entre l'événement naturel et l'événement artificiel.

2.3.1.4. Percolation à -50 cm et bilan

Les flux de percolation simulés au niveau des quatre profils équipés de lysimètres sont présentés dans le Tableau IV.14. Les flux mesurés sont indiqués à titre indicatif, pour comparer les ordres de grandeur.

Tableau IV.14 : Comparaison des flux cumulés simulés à –50 cm de profondeur avec les flux cumulés mesurés dans les lysimètres à mèche et lysimètres atmosphériques, à la fin de l'événement.

		X=35cm	X=215cm	X=405cm	X=580cm
Mesure	lysi. à mèche	58	36	174	70
	lysi. atmosph.	730	730	730	480
Simulation		167	135	115	99

Les flux simulés par le modèle à -50 cm de profondeur sont jusqu'à trois fois supérieurs aux flux mesurés avec les lysimètres à mèche et inférieurs aux flux mesurés avec les lysimètres atmosphériques. Cet « encadrement » confirme que les deux systèmes lysimétriques présentent des disfonctionnement opposés, à savoir une sous-estimation du flux par les lysimètres à mèche, liée à une perméabilité insuffisante, et une surestimation par les lysimètres atmosphériques, liée à un effet drain induit par la mise en charge du profil.

Le flux instantané simulé à -50 cm de profondeur, moyen à l'échelle de la placette, est illustré par la Figure IV.40. La figure illustre aussi la variation de stock et l'infiltration, de façon à faire un bilan en continu des flux entrés, sortis et stockés dans la zone racinaire.

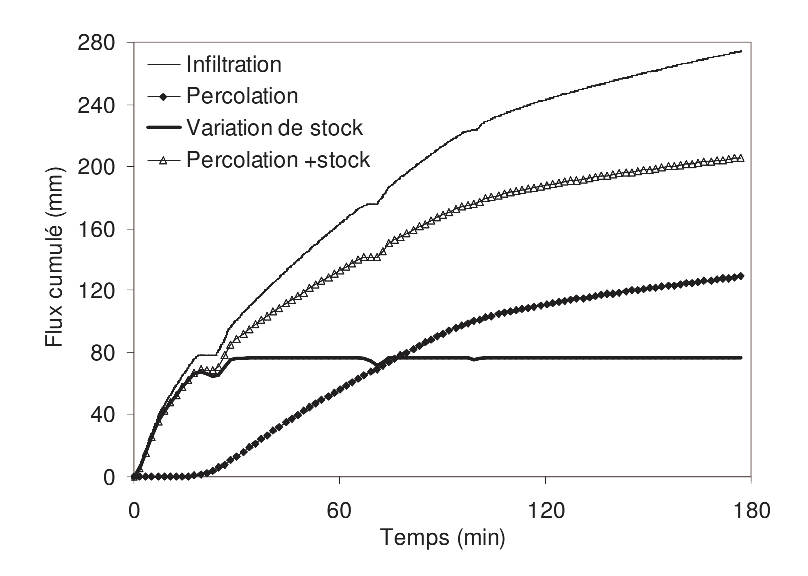


Figure IV.40 : Bilan des flux instantanés entrés, sortis et stockés dans la zone racinaire au cours de l'événement artificiel.

Comme pour l'événement naturel, on constate qu'un modèle d'écoulement homogène permet de bien rendre compte de l'arrivée précoce des flux à -50 cm de profondeur, conformément aux mesures lysimétriques instantanées faites lors de cet événement.

Le flux vertical à -50 cm et la variation de stock dans l'horizon [0-50 cm] expliquent 70 % du volume infiltré total simulé par le modèle à la fin de l'événement. Ceci signifie que 30 % du flux infiltré se propage latéralement pendant l'événement, dans le plan longitudinal, entre 0 et -50 cm. On met ainsi en évidence que les flux latéraux de subsurface peuvent être significatifs, en situation de saturation.

2.3.1.5. Discussion des résultats obtenus avec les paramètres mesurés

Le modèle surestime largement le ruissellement à l'exutoire de la placette et sous-estime l'infiltration. Il sous-estime aussi la vitesse de propagation des flux infiltrés. Trois hypothèses, déjà formulées lors de l'analyse des données expérimentales, sont envisagées :

- Des flux de subsurface se produisent dans le plan transversal, non représentés par le modèle 2D utilisé.
- La perméabilité verticale apparente du milieu est sous-estimée par les mesures faites à l'échelle locale.
- Le milieu présente une anisotropie de conductivité dans l'horizon [10-30 cm], de sorte que la perméabilité horizontale, qui n'a pas été mesurée, est sous-estimée.

L'existence de flux transversaux est cohérente avec la remontée de nappe observée dans les piézomètres situés à coté et non dans la placette. Cette hypothèse permettrait en outre d'expliquer que le niveau de charge simulé sous la placette est surestimé, car si des pertes de charges ayant lieu dans le plan transversal ne sont pas représentées, il est normal que le niveau de charge soit surestimé. Cette hypothèse n'est pas incohérente avec le réalisme des simulations obtenues de l'événement naturel, dans la mesure où ces flux transversaux sont probablement essentiellement liés à la remontée de la zone saturée, qui n'a pas eu lieu lors de l'événement naturel. On note que cette hypothèse ne peut expliquer l'ensemble des observations expérimentales et notamment la vitesse de transfert vertical des flux.

L'hypothèse d'une perméabilité verticale sous-estimée suggère que les propriétés du milieu ont évolué entre les deux événements ou que le système est sollicité différemment lors des deux événements. L'évolution des propriétés hydrodynamiques avec le temps est une hypothèse possible, régulièrement utilisée dans la littérature pour justifier la calibration du paramètre de perméabilité à saturation ou de rugosité de surface, suivant l'événement (Muñoz-Carpena et al., 1999). Cependant, les deux événements étudiés se sont produits à 6 mois d'intervalle, des mois d'automne et d'hiver qui plus est, pendant lesquels la macrofaune est peu active. Une autre justification, plus probable selon nous, est de considérer que la condition sur la limite de surface n'est pas la même pour les deux événements, et qu'elle sollicite différemment des zones de perméabilités par ailleurs elles aussi différentes. Cette hypothèse revient à supposer l'existence d'une macroporosité significative et le fait qu'elle n'est contributive que pour des hauteurs ruisselantes élevées, conformément à la discussion des résultats expérimentaux.

L'hypothèse d'une perméabilité horizontale sous-estimée est justifiée par l'absence de mesure directe concernant ce paramètre. On note cependant que cette hypothèse est analogue à celle concernant l'existence de flux dans le plan transversal. On ne peut pas dire à ce stade si elle est nécessaire. De plus, un telle hypothèse semble difficilement conciliable avec le fait que le flux infiltré et la propagation du ruissellement dans la bande ont été correctement reproduit dans le cas de l'événement naturel, sans supposer d'anisotropie, sauf à supposer que cette anisotropie concerne uniquement les horizons inférieurs à la zone racinaire.

Le bilan des flux instantanés simulés par le modèle montre qu'un modèle darcien est apte à rendre compte de l'arrivée précoce des flux à la base de la zone racinaire. Ce bilan montre en outre que des flux latéraux significatifs se produisent dans la zone racinaire, dès lors que le profil de sol est en charge. Par comparaison avec l'événement naturel, on en déduit que l'importance des écoulements latéraux de subsurface est liée à la mise en charge du profil. Ces flux latéraux sont probablement surestimés du fait de la représentation 2D, mais il est difficile d'en évaluer le biais. Celui-ci est probablement faible car les potentiels simulés dans la zone racinaire ne sont que faiblement surestimés.

2.3.2. Etude de la contribution des flux transversaux à l'infiltration

Au cours de l'événement artificiel, les flux sont probablement significativement tridimensionnels. Afin d'estimer le biais engendré par une représentaion 2D longitudinale, on évalue les flux transversaux générés dans le sol, à l'aide d'un modèle plan transversal. L'utilisation de deux modèles 2D ne peut évidemment pas se substituer à un modèle 3D mais elle fournit des éléments d'appréciation. Le risque associé à une modélisation 2D est de surestimer les potentiels sous la placette car les pertes de charge dans le plan orthogonal au plan représenté sont implicitement supposées nulles. Ceci signifie que les flux latéraux de subsurface ayant lieu aux limites de la placette dans le plan transversal, autrement dit les effets de bordure, risquent aussi d'être surestimés. Les résultats sont interprétés en connaissance de cause.

2.3.2.1. Démarche

a/ Géométrie et maillage

Les contours extérieurs du modèle plan transversal sont représentés dans la Figure IV.41. Le modèle a été défini suffisamment large (40 m) pour supposer l'impact des conditions imposées sur les limites latérales, négligeables.

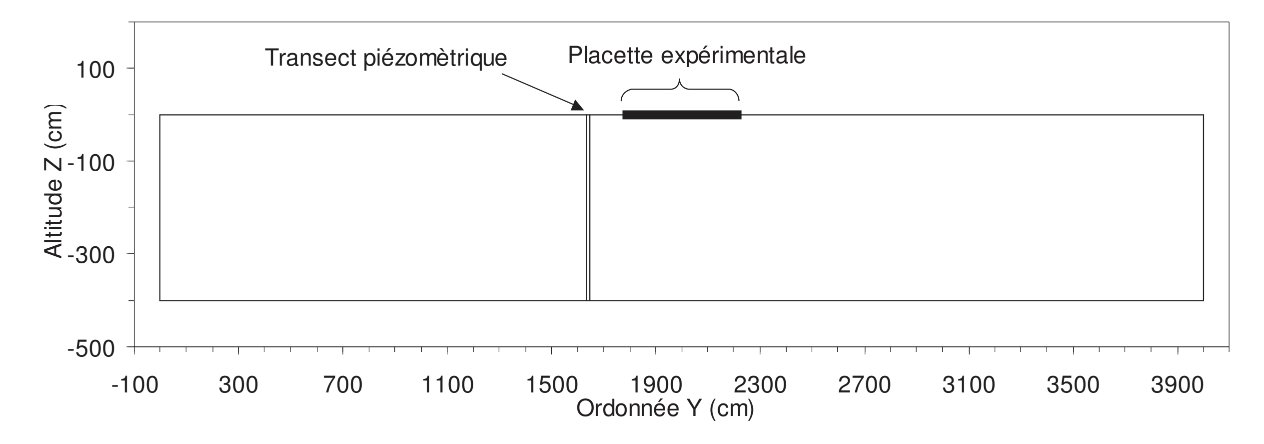


Figure IV.41 : Contours du domaine plan transversal. Les limites de la placette et la position du transect piézométrique sont données à titre indicatif.

Le maillage utilisé est représenté dans la Figure IV.42.

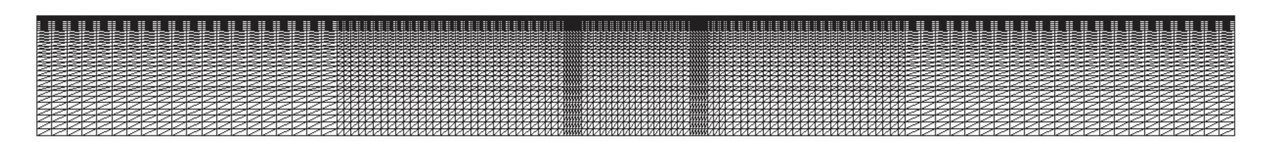


Figure IV.42 : Maillage du domaine plan transversal.

Il présente une densification des nœuds au voisinage de la surface du sol et au niveau des limites de la placette expérimentale, qui sont des zones à fort gradient. Le maillage

présente au total 4585 nœuds. La distance verticale entre deux nœuds consécutifs est de 2,5 mm à la surface du domaine et de 25 cm à sa base. La distance horizontale est comprise entre 10 cm au voisinage des limites de la placette expérimentale et 50 cm.

b/ Estimation des flux transversaux

Les simulations 2D transversales permettent d'estimer les flux de subsurface aux limites de la placette, non représentés par le modèle longitudinal. On réalise pour cela un bilan des flux entrés et sortis dans le bloc de sol situé sous la placette instrumentée (en gris dans la Figure IV.43). Connaissant le flux infiltré, on en déduit les flux horizontaux de subsurface sur les limites de la placette (Y=1800 cm et Y=2200 cm).

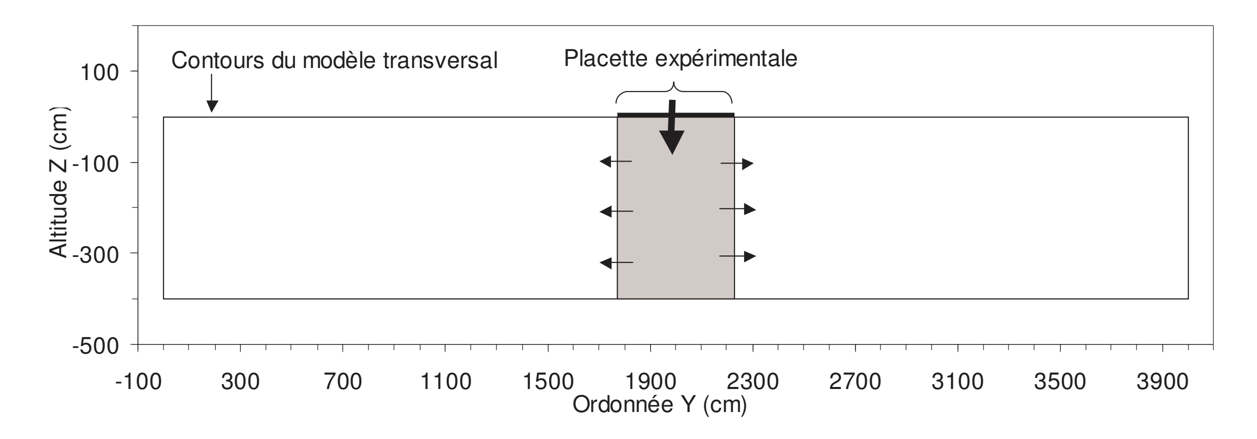


Figure IV.43 : Discrétisation du domaine plan transversal utilisée pour quantifier les flux transversaux de subsurface.

Le flux transversal global à l'échelle de la placette est estimé en faisant la moyenne des flux transversaux simulés dans quatre plans représentant les niveaux de nappe rencontrés d'amont en aval. On suppose que la définition de quatre plans, situés respectivement en X=0, X=200 cm, X=400 cm et X=630 cm, permet de donner une image représentative du fonctionnement global de la placette.

c/ Conditions initiales et aux limites décrivant l'événement artificiel

Les conditions initiales utilisées sont identiques à celles utilisées dans le plan longitudinal (cf Figure IV.25).

Les conditions aux limites utilisées sont représentées dans la Figure IV.44 et la condition de surface est explicitée dans la Figure IV.45.

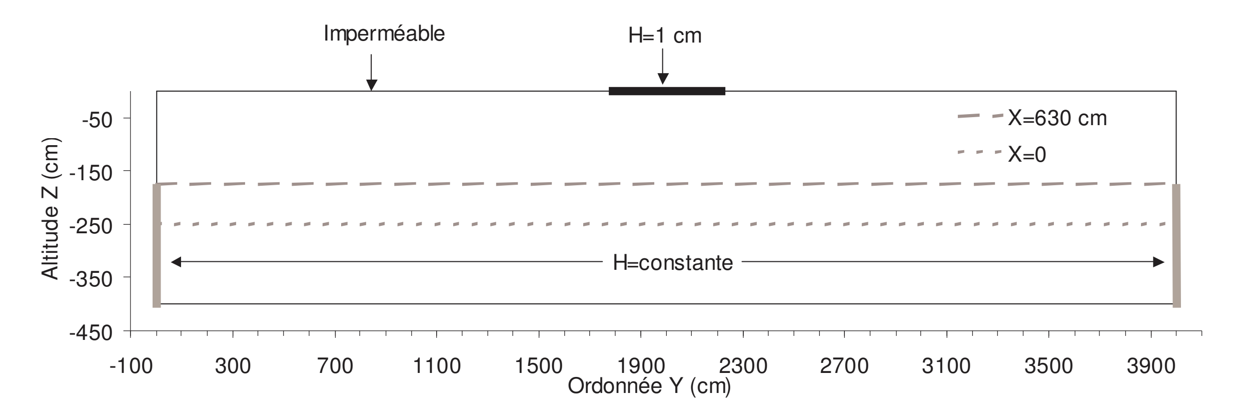


Figure IV.44 : Conditions aux limites utilisées dans le modèle plan transversal.

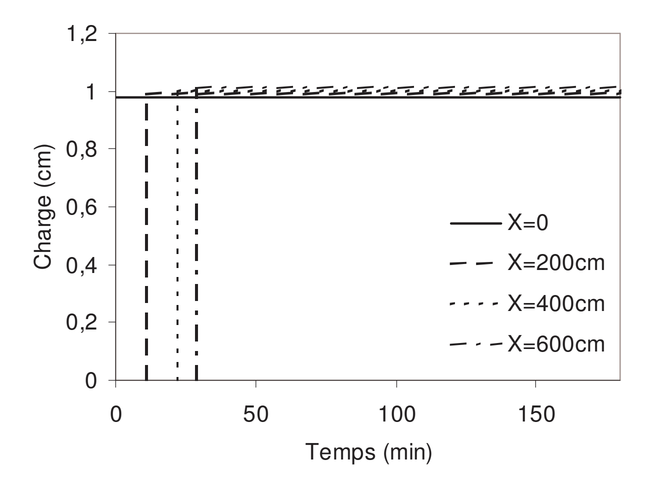


Figure IV.45 : Condition de charge type imposée en surface.

En surface, étant donné la charge imposée dans le modèle longitudinal (cf Figure IV.28), on fait l'hypothèse que le ruissellement peut être représenté par une valeur unique H=1 cm, constante à partir du moment où le ruissellement s'est propagé jusqu'à l'abscisse considérée. On se base pour cela sur le temps d'arrivée de l'eau à l'exutoire simulé par le modèle longitudinal et sur l'hypothèse d'une vitesse de propagation constante.

Les conditions de charge imposées sur les limites latérales représentent les différents niveaux de nappe considérés d'amont en aval. Ceux-ci sont situés entre -250 cm et -175 cm sous la surface du sol, ces deux valeurs correspondant respectivement aux plans X=0 et X=630 cm.

2.3.2.2. Simulation des flux se produisant dans le plan transversal lors de l'événement artificiel

a/ Flux d'eau simulés

L'estimation du flux transversal global à l'échelle de la placette est illustrée dans la Figure IV.46. Cette estimation correspond à la moyenne des flux transversaux calculés dans chacun des quatre plans transversaux modélisés.

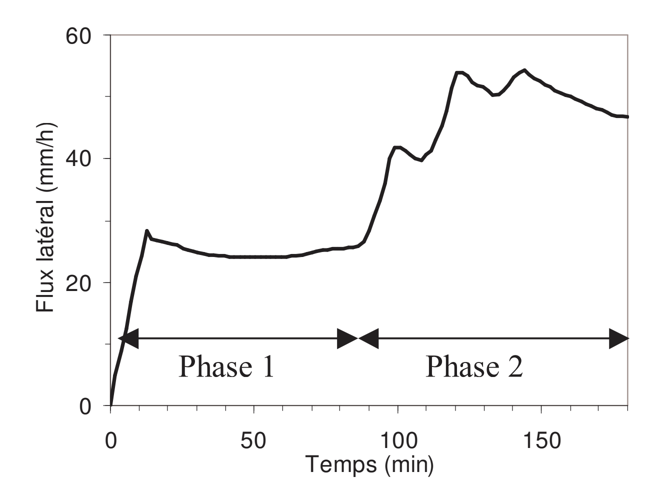


Figure IV.46 : Flux horizontaux moyens simulés dans le plan transversal, sur les limites de la placette.

Les flux transversaux simulés présentent une dynamique composée de deux phases successives :

- Une phase 1 correspondant à la propagation du bulbe d'infiltration dans la zone non saturée du profil. Les flux horizontaux traduisent alors l'étalement du bulbe d'infiltration dans la zone non saturée.
- Une phase 2 correspondant à l'arrivée du bulbe d'infiltration dans la zone saturée et à la remontée de la nappe. Durant cette phase, les flux horizontaux sont quasiment doublés par rapport à ceux observés pendant la phase 1 du fait qu'ils se produisent dans la zone saturée.

Le flux transversal atteint des valeurs comprises entre 30 et 60 mm/h, ce qui n'est pas négligeable comparé au flux ruisselé simulé par le modèle longitudinal. On note cependant que ce flux se produit sur toute la hauteur du profil et pas seulement dans la zone racinaire. Le cumul correspondant est présenté sous forme de bilan dans le Tableau IV.15. Le ruissellement mesuré et le ruissellement simulé à l'exutoire, dans le plan longitudinal, sont également indiqués.

Tableau IV.15 : Bilan des flux d'eau sortants en surface et subsurface, à l'échelle de la placette (mm).

	Plan longitudinal (flux de surface)			Plan transversal (flux de subsurface)		
	Dopage	Elution	Total	Dopage	Elution	Total
Mesure	17±1	392±3	410±4			
Simulation	81	610	691	15	107	122

Ce bilan montre que les flux de subsurface ayant lieu dans le plan transversal expliquent en partie seulement, l'infiltration élevée mesurée au cours de l'événement artificiel, non reproduite par le modèle longitudinal. Le modèle permet donc de dépasser la discussion menée sur la seule base des résultats expérimentaux. Il suggère que les flux latéraux ne suffisent pas à lever la contradiction entre la perméabilité mesurée dans l'horizon inférieur à -30 cm et le flux infiltré stabilisé mesuré. On en déduit que les perméabilités moyennes mesurées ne rendent pas compte du flux infiltré lors de l'événement artificiel.

b/ Potentiels simulés

Les potentiels simulés dans le plan transversal sont illustrés par les Figure IV.48 et Figure IV.47. La Figure IV.47 illustre la variable objectif « niveau piézométrique » simulé en Y= -160 cm, c'est-à-dire dans le plan équipé de piézomètres. La Figure IV.48 illustre le niveau piézométrique maximal atteint à la fin de l'événement.

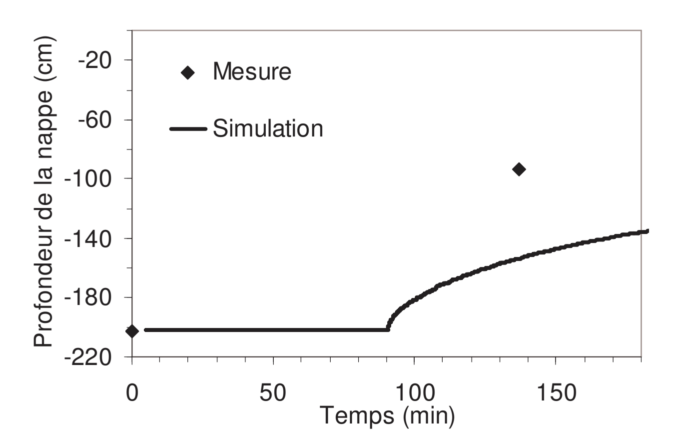


Figure IV.47 : Comparaison des niveaux piézométriques mesurés et simulés à 1,6 m de la placette, avec le modèle plan transversal.

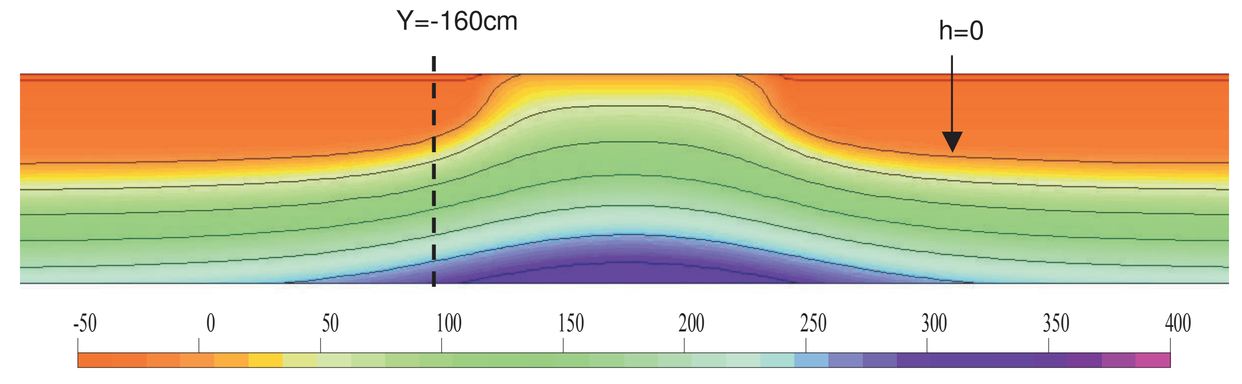


Figure IV.48 : Courbes isopotentielles simulées dans le plan transversal à l'instant t=180 min.

On constate que l'impact des flux infiltrés au niveau de la placette, sur le niveau de la nappe, dépasse largement la largeur de la placette. Cependant, le niveau piézométrique simulé en Y=-160 cm est inférieur d'environ 50 cm au niveau mesuré. La vitesse de transfert des flux verticaux et/ou horizontaux est donc sous-estimée.

2.3.2.3. Bilan sur la contribution des flux transversaux à l'infiltration

Les flux se produisant dans le plan transversal lors de l'événement artificiel sont significatifs, notamment du fait de la remontée de la zone saturée. Ils expliquent donc en partie que le modèle 2D longitudinal sous-estime le flux infiltré.

Cependant, ils n'expliquent pas entièrement le biais constaté dans la simulation longitudinale. Ils n'expliquent pas non plus l'amplitude de la remontée de nappe observée dans les piézomètres. Des hypothèses supplémentaires restent nécessaire pour rendre compte de la vitesse de propagation verticale et horizontale des flux infiltrés.

2.3.3. Etude de la contribution de la macroporosité à l'infiltration

On utilise une valeur de perméabilité de Darcy supérieure dans le but de rendre compte de la contribution d'une macroporosité fortement conductrice, à l'infiltration. On suppose donc implicitement que cette macroporosité reste descriptible par l'équation de Richards, donc que les écoulements restent laminaires et non turbulents. On souhaite par ailleurs rester dans une gamme de perméabilité réaliste pour ne pas perdre le sens physique de l'équation de Richards. On choisit pour cela de tester le jeu de perméabilités hautes, défini par la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 68 % associé aux perméabilités mesurées à l'échelle locale (cf chapitre III). Ce choix est par ailleurs cohérent avec les résultats d'infiltration-percolation obtenus à l'échelle locale, qui montrent que les perméabilités moyennes ne rendent pas compte des flux observés sur tous les profils et que l'hypothèse haute peut rendre compte de profils particulièrement perméables (cf chapitre III). N'ayant pas de donnée qui nous permette de supposer que cette macroporosité influence uniquement les flux verticaux, l'hypothèse d'isotropie du milieu sous-jacent du mat racinaire est conservée. Les paramètres hydrodynamiques correspondant à l'hypothèse haute sont rappelés dans le Tableau IV.16.

Tableau IV.16 : Paramètres hydrodynamiques principaux correspondant à l'hypothèse de perméabilité haute.

Horizon	thêta r (-)	thêta s (-)	alpha (cm-1)	n (-)	Ksat (mm/h)
0-10cm	0,15	0,52	0,32	1,46	1010
10-30cm	0,15	0,40	0,10	1,52	430
30-90cm	0,15	0,40	0,10	1,52	330
>90cm	0,15	0,33	0,07	1,57	330

2.3.3.1. Ruissellement de surface

a/ Flux simulés dans le plan longitudinal

Le ruissellement simulé à l'exutoire de la placette par le modèle plan longitudinal est représenté dans la Figure IV.49.

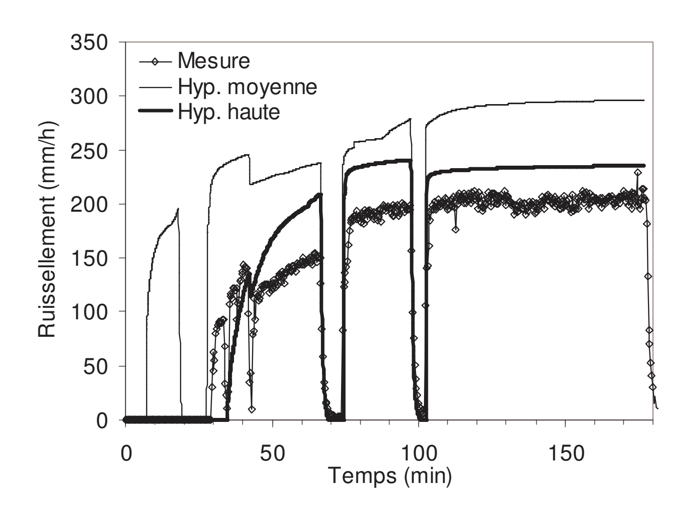


Figure IV.49 : Flux ruisselé en surface simulé en sortie de la placette enherbée avec les perméabilités de l'hypothèse haute. Le ruissellement simulé avec les perméabilités moyennes est indiqué à titre de comparaison. Le flux latéral simulé dans le mat racinaire n'est pas représenté.

Le modèle 2D longitudinal ainsi paramétré gagne en réalisme :

- Le temps de propagation simulé de l'écoulement jusqu'à l'exutoire est maintenant décalé de 5 minutes par rapport à la mesure, contre 20 minutes avec les perméabilités moyennes.
- Le caractère progressif de l'augmentation du ruissellement à l'exutoire est mieux rendu.
- La valeur simulée dans la phase de régime stabilisé est plus proche de la mesure : l'écart n'est que de 50 mm/h (contre 100 mm/h avec les perméabilités moyennes).

Cependant, le ruissellement reste surestimé pendant la phase de régime stabilisé et l'infiltration sous-estimée d'autant. Ceci traduit le fait que le flux infiltré en surface est complètement déterminé par les écoulements latéraux une fois que le profil est en charge, du fait de la limite imperméable. Le flux infiltré ne peut donc être reproduit par un modèle 2D.

b/ Flux simulés dans le plan transversal

L'estimation des flux transversaux de subsurface se produisant aux limites de la placette est illustrée par la Figure IV.50.

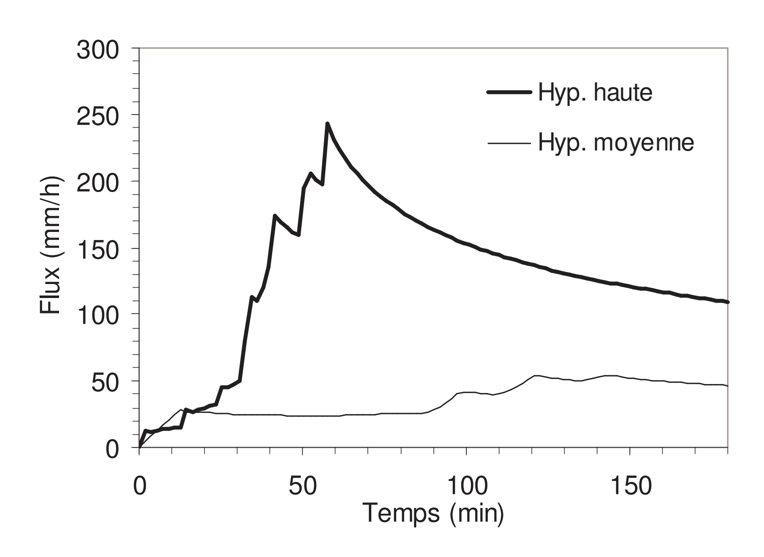


Figure IV.50 : Flux de subsurface simulés aux limites de la placette dans le plan transversal. Le flux équivalent simulé avec les perméabilités moyennes est indiqué à titre de comparaison.

Les flux simulés pendant la phase 1 de propagation de bulbe d'infiltration sont équivalents aux flux simulés avec les valeurs moyennes. Pendant la phase 2 de remontée de la nappe l'écart entre les deux hypothèses de perméabilité augmente très fortement et atteint un ordre de grandeur. En parallèle, la durée de la phase 1 est fortement réduite : elle passe de 90 minutes à 30 minutes. Au total, l'hypothèse haute induit un flux transversal nettement supérieur à celui simulé avec les valeurs moyennes.

Le bilan des flux de surface simulés avec le modèle longitudinal et des flux de subsurface simulés avec le modèle transversal est présenté dans le Tableau IV.17.

Tableau IV.17 : Bilan des flux simulés à l'échelle de la placette avec l'hypothèse haute. Les valeurs obtenues avec l'hypothèse moyenne sont rappelées à titre indicatif.

	Plan longitudinal (flux de surface)			**Plan transversal** (flux de subsurface)		
	Dopage	Elution	Total	Dopage	Elution	Total
Mesure	17±1	392±3	410±4			
Simu Hyp. Cm	81	610	691	15	107	122
Simu Hyp. Ch	11	508	519	36	385	421

Le bilan confirme que le réalisme du ruissellement simulé par le modèle 2D longitudinal est amélioré grâce à l'hypothèse de perméabilité haute, notamment pendant la phase de dopage. Cependant, le ruissellement simulé reste supérieur à ce qui a été observé pendant la phase d'élution. L'infiltration demeure donc sous-estimée.

Le bilan montre aussi que les flux simulés dans le plan transversal dépassent l'écart entre le ruissellement simulé dans le plan longitudinal et le ruissellement observé. Ceux-ci sont donc probablement surestimés par le modèle 2D.

2.3.3.2. Propagation des flux en subsurface

a/ Potentiels simulés dans le plan longitudinal

Les potentiels simulés dans la placette, en X=240 cm, sont représentés dans la Figure IV.51. Les potentiels simulés en X=430 cm sont similaires à ceux simulés en X=240 cm.

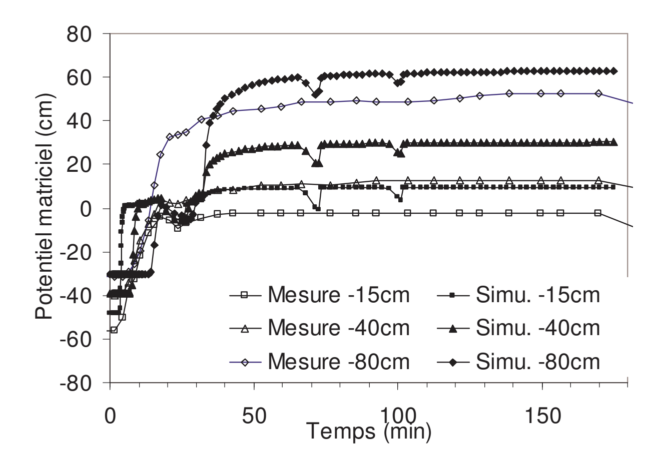


Figure IV.51 : Potentiel matriciel simulé dans le plan longitudinal, en X=240.

Les valeurs de perméabilité hautes permettent un gain de réalisme dans le sens où le retard dans la mise en charge simulée sous la placette est réduit : il est désormais de l'ordre de 20 minutes, ce qui est compatible avec l'incertitude sur l'état initial et sur les propriétés de rétention.

b/ Potentiels simulés dans le plan transversal

Le niveau piézométrique simulé dans le plan transversal est illustré par la Figure IV.52.

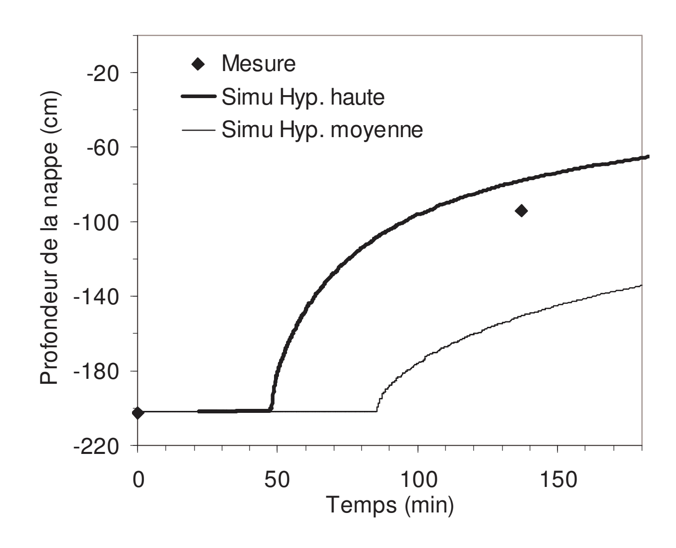


Figure IV.52 : Niveau piézométrique simulé dans le plan transversal, en Y=-160 cm. La piézométrie simulée avec les perméabilités moyennes est indiquée à titre de comparaison.

L'hypothèse haute permet une représentation plus réaliste du niveau piézométrique à coté de la placette. L'écart entre la piézométrie simulée et la piézométrie observée à l'instant t=137 minutes est maintenant de +15 cm, contre -50 cm avec l'hypothèse moyenne.

2.3.3.3. Bilan sur la contribution de la macroporosité

L'augmentation des perméabilités permet d'expliquer l'ordre de grandeur des flux mesurés. Elle permet également une simulation relativement réaliste des potentiels, à la fois dans le plan longitudinal et dans le plan transversal. Ceci confirme l'hypothèse selon laquelle la perméabilité apparente du milieu est supérieure lors de l'événement artificiel, en lien avec la mise en charge d'une macroporosité restée sèche lors de l'événement naturel. Ceci confirme aussi qu'une représentation darcienne permet de rendre compte des flux se produisant dans cette macroporosité.

2.4. Conclusions du travail de modélisation

Nous retiendrons les points suivants du travail de modélisation :

- Le modèle, paramétré avec le jeu des perméabilités moyennes mesurées, permet de rendre compte du volume infiltré dans la placette lors de l'événement naturel et de la dynamique du ruissellement, moyennant l'ajustement de l'épaisseur du mat racinaire et de l'anisotropie de ce mat. Ceci a permis de constater la grande sensibilité des simulations à la représentation faite, dans le modèle, du mat racinaire. Ceci a en outre permis de confirmer que le ruissellement mesuré à l'exutoire est le fait d'un ruissellement de surface et d'un écoulement se produisant dans le mat racinaire, et que la contribution de l'écoulement dans le mat n'est pas négligeable en terme de volume.

- Le modèle, paramétré avec le même jeu de perméabilités, ne rend pas compte du volume infiltré et du volume ruisselé à l'exutoire lors de l'événement artificiel. Le volume ruisselé simulé est largement surestimé et l'infiltration dans la placette sous-estimée d'autant. La vitesse de propagation des écoulements dans le sol semble aussi sous-estimée. On montre que ceci est en partie dû à des écoulements latéraux se produisant dans le plan transversal, du fait d'une remontée de la nappe induisant des gradients latéraux très forts, et en partie dû à la contribution d'une macroporosité caractérisée par des vitesses de transfert élevées.

- Le modèle reproduit bien le fait que la percolation débute, à la base de la zone racinaire, peu de temps après le début de l'événement. Il reproduit également bien l'emmagasinement dans la zone racinaire et le ressuyage rapide ce cette zone après la fin de l'événement. Le bilan des flux emmagasinés et percolés au cours du temps montre ainsi que les flux latéraux se produisant dans la zone racinaire sont faibles, y compris pendant l'événement, lorsque le bulbe d'infiltration n'atteint pas la zone saturée. Les écoulements latéraux deviennent significatifs dès que le profil de sol est mis en charge par la nappe. Ceci pose la question du transport des pesticides en solution dans l'eau infiltrée.

- Dans le cas de l’événement naturel, l’écart entre le bilan simulé et le bilan mesuré confirme l’hypothèse déjà formulée à partir des données expérimentales, d’une propagation hétérogène du ruissellement dans le système réel. Cette hypothèse n’a cependant pas été testée explicitement et le réalisme des flux simulés avec un modèle homogène suggère qu’elle n’a pas d’impact majeur en terme de flux infiltré.

Chapitre V : Etude des flux de pesticides dans une bande enherbée interceptant un ruissellement contaminé

L'objectif de ce chapitre est de faire une évaluation globale des flux de pesticides se produisant dans une bande enherbée interceptant un ruissellement contaminé. Nous proposons notamment de nous intéresser au devenir du flux infiltré dans le sol et au flux percolé au-delà de la zone racinaire. L'existence de flux d'eau importants à la base de la zone racinaire a été démontrée dans le chapitre IV, mais des questions subsistent quant à l'origine de cette eau et quant à l'expression du potentiel d'adsorption révélé par les mesures de laboratoire (cf chapitre III). Notre étude se limite à l'échelle de l'événement. La question de la dégradation des pesticides retenus dans le système, intervenant à des échelles de temps supérieures (mensuelle voire annuelle), n'est donc pas abordée.

On se base sur les deux jeux de données déjà présentés dans le chapitre IV, traduisant des événements contrastés sur le plan hydraulique, mais aussi chimique. La molécule modèle utilisée est la molécule herbicide de Diuron.

1. Description des événements étudiés

Les caractéristiques hydrauliques des événements étudiés ne sont que brièvement rappelées mais elles sont présentées en détail dans le chapitre IV. Nous présentons ici en détail leurs caractéristiques chimiques.

1.1. L'événement naturel du 12 août 2004

L'événement du 12 août a duré 50 minutes. Il représente un volume reçu par la bande de 97 mm dont 16 mm de pluie. Il intervient 4 mois après l'épandage de Diuron sur la parcelle de vigne. Durant la période séparant l'épandage de l'événement étudié, la parcelle de vigne a reçu 325 mm de pluie et 5 événements ruisselants se sont produits, représentant un volume total de 5 mm à l'échelle de la parcelle.

Quantification de la masse de Diuron entrant dans le système

La Figure V.1 illustre l'échantillonnage de l'écoulement entré dans la placette expérimentale. A partir d'un échantillonnage instantané, des concentrations moyennes par pic ont été déterminées. La pluie est supposée non contaminée et n'a donc pas été échantillonnée.

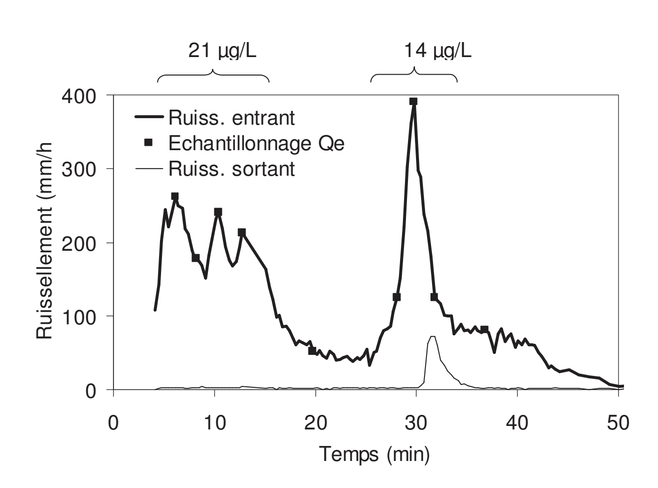


Figure V.1 : Echantillonnage de l'écoulement entré dans la placette et concentrations moyennes déterminées par pic. Le ruissellement mesuré à l'exutoire figure à titre indicatif.

Les concentrations moyennes déterminées par pic sont respectivement de 21 µg/L et de 14 µg/L pour le premier et le deuxième pic. On définit arbitrairement la limite entre les deux pics à l'instant t=25 min. Les quantités de matière correspondantes sont présentées dans le Tableau V.1.

Tableau V.1 : Masse de Diuron (mg) estimée dans le ruissellement de surface entrant dans la placette.

	pic 1	pic 2	total
Masse (mg)	24,2	12,6	36,8

Représentativité de l'événement

La représentativité de l'événement, en terme de masse de Diuron transportée, est estimée à travers un coefficient de perte relatif à la dose appliquée (1500 g/ha) sur la parcelle de vigne. Deux hypothèses sur la surface de la zone contribuant au ruissellement reçu par la bande enherbée sont envisagées, exprimées de façon adimensionnelle à travers le ratio *Surface enherbée / Surface ruisselante*, et correspondant respectivement à la configuration du site expérimental (1/110) et à un ratio souvent étudié dans la littérature portant sur les bandes enherbées (1/10). Les coefficients de perte calculés sont présentés dans le Tableau V.2.

Tableau V.2 : Perte parcellaire équivalente à la masse de Diuron transportée dans l'événement du 12 août 2004, exprimée en pourcentage de la dose appliquée.

Ratio surfacique	1/110	1/10
Perte équivalente (%)	0,009	0,097

L'événement du 12 août ne représente qu'une très faible part de la dose de Diuron appliquée sur la parcelle de vigne (dose standard). A titre de comparaison, Louchart et al. (Louchart et al., 2001) constatent, pour une parcelle viticole soumise à un climat

méditerranéen, une perte annuelle comprise entre 0,9 % et 3,3 % de la dose appliquée. La perte constatée lors de l'événement du 12 août 2004 est inférieure d'un à deux ordres de grandeurs par rapport à ces valeurs. On en déduit que la masse de Diuron transportée le 12 août est représentative d'un grand nombre d'événements.

1.2. L' événement artificiel

L'événement artificiel comporte une phase de dopage de 40 minutes, suivie d'une phase d'élution à l'eau claire de 140 minutes. Le débit est maintenu constant, à une valeur proche de 370 mm/h, pendant toute la durée de l'événement. La phase de dopage représente un volume de 200 mm et la phase d'élution, 740 mm. L'événement a été réalisé en l'absence de pluie. La solution de dopage contient du Diuron et du Bromure de potassium. Les ions Bromure sont conservatifs et assurent le rôle de traceur.

Quantification des masses de Diuron et de Bromure entrant dans le système

Les concentrations injectées dans le système sont illustrées par la Figure V.2.

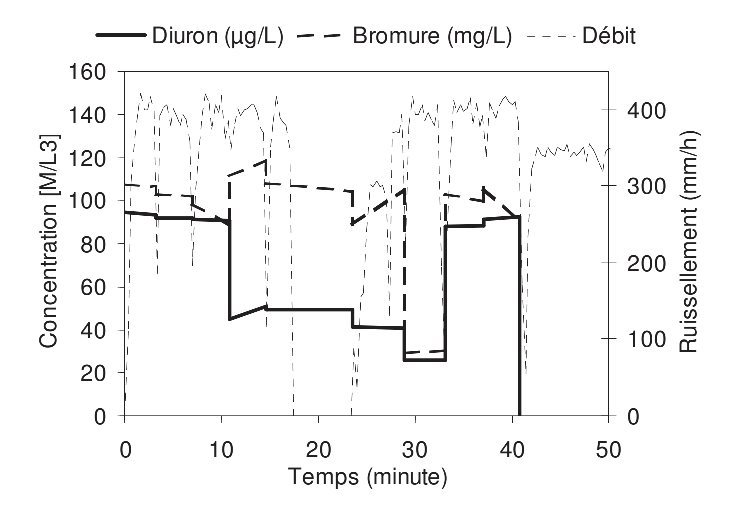


Figure V.2 : Concentrations en Diuron et en traceur, injectées pendant la phase de dopage. L'intensité du ruissellement est indiquée à titre indicatif.

L'objectif initial de l'événement artificiel était d'imposer une concentration constante au cours du temps, en Diuron et en ion Bromure, de façon à ce que le traceur serve de référence pour distinguer le processus de dilution par l'eau initialement présente dans le milieu, du processus d'adsorption sur le substrat, affectant le Diuron. La Figure V.2 montre que cet objectif n'a pas été atteint et que les concentrations injectées sont en réalité relativement variables. Les variations constatées sont difficiles à justifier ; elle sont probablement dues à des erreurs de manipulation dans la préparation de la solution de dopage. De plus, la concentration en Bromure évolue différemment de la concentration en Diuron. Ceci est particulièrement regrettable car les périodes où le Bromure peut être considéré comme une référence vis à vis du Diuron sont de ce fait réduites.

Les masses de Diuron et de Bromure injectées dans le système sont calculées par intégration de chaque mesure de concentration sur un volume correspondant à une demi-cuve. Les masses ainsi estimées sont présentées dans le Tableau V.3.

Tableau V.3 : Caractéristiques chimiques de la solution dopée. L'incertitude est estimée au seuil de 95 % par composition des incertitudes sur la concentration et le volume (le détail du calcul figure en annexe 2).

Bromure (g)	Diuron (mg)
482 ±10	352 ±7

Représentativité de l'événement

De la même façon que pour l'événement naturel, la masse de Diuron injectée au cours de l'événement artificiel est exprimée relativement à la dose appliquée sur la parcelle de vigne (1500 g/ha), suivant deux hypothèses sur la surface de la zone contribuant au ruissellement reçu par la zone tampon. Les masses relatives estimées figurent dans le Tableau V.4.

Tableau V.4 : Perte parcellaire équivalente à la masse de Diuron transportée dans l'événement artificiel, exprimée en pourcentage de la dose appliquée.

Ratio surfacique	1/110	1/10
Perte équivalente (%)	0,085	0,931

En comparaison de l'événement naturel, la masse de Diuron injectée au cours de l'événement artificiel est représentative d'une fraction de la dose appliquée dix fois supérieure. L'événement artificiel représente donc un événement nettement plus chargé que l'événement du 12 août. Dans l'hypothèse la plus défavorable, l'événement artificiel représente une perte du même ordre que celles constatées par Louchart et al. (Louchart et al., 2001) à l'échelle d'une année. Ceci n'est pas irréaliste car il est admis que les pertes de produits phytosanitaires peuvent être générées, à l'échelle annuelle, par quelques événements seulement voire par un unique événement, si celui-ci se produit peu de temps après l'application des produits. L'événement artificiel simulé représente donc un cas défavorable mais néanmoins réaliste.

2. Etude des flux de Diuron à l'échelle de l'événement

Les deux événements étudiés ont généré un ruissellement à l'exutoire de la placette et un flux de percolation à -50 cm de profondeur. Ces flux ont été échantillonnés, de sorte qu'il est possible d'établir un bilan des quantités de matières sorties et retenues dans le système. Nous disposons en outre, en ce qui concerne l'événement artificiel, d'une mesure directe de la concentration en Diuron adsorbée sur la phase solide, 48 heures après la fin de l'événement.

2.1. Flux observés lors de l'événement naturel

Masse de Diuron ruisselée à l'exutoire

L'écoulement sortant à l'exutoire de la placette a été échantillonné grâce à un bac piège à ruissellement. On ne dispose donc que d'une seule valeur de concentration, de 8 µg/L. La masse de Diuron équivalente est de 0,6 mg. On note que la concentration mesurée n'est pas totalement représentative car le piège à ruissellement a débordé.

L'abattement de concentration observé entre l'entrée et la sortie de la placette peut s'expliquer par une dilution du ruissellement par la pluie tombant sur la placette et par un processus d'adsorption du Diuron sur le substrat présent à la surface de la placette. Ces deux hypothèses sont discutées dans la suite du chapitre.

Masse de Diuron percolée à -50 cm de profondeur

Les concentrations des échantillons récoltés dans les lysimètres à mèche, vingt-quatre heures après l'événement, sont présentées dans le Tableau V.5.

Tableau V.5 : Concentrations mesurées dans les lysimètres après l'événement du 12 août 2004.

Abscisse	X=35cm	X=215cm	X=405cm	X=580cm
Concentration (µg/L)	1,5	0,3	0,5	0,2

Ces concentrations sont inférieures d'un à deux ordres de grandeur aux concentrations mesurées dans le ruissellement de surface. Cet abattement peut traduire une dilution du flux infiltré dans l'eau initialement présente dans le profil mais probablement aussi un processus d'adsorption sur la matrice solide. Ces hypothèses sont discutées par la suite.

Nous avons vu que les lysimètres à mèche induisent une sous-estimation du flux d'eau percolé. Par conséquent, les flux d'eau mesurés dans chaque lysimètre ne sont pas utilisés pour calculer la masse de Diuron percolée. On utilise pour cela le flux d'eau percolé estimé à l'échelle de placette à travers le bilan établi sur la période incluant l'événement et les 24 heures suivantes (cf chapitre IV). Ce calcul est complété par une estimation basée sur les flux d'eau simulés au niveau de chaque lysimètre par le modèle numérique. Les masses ainsi calculées sont présentées dans le Tableau V.6.

Tableau V.6 : Masse de Diuron percolée à –50 cm, estimée à partir des flux d'eau mesurés et simulés.

Abscisse	X=35cm	X=215cm	X=405cm	X=580cm	**Moyenne**
Volume déduit du bilan (mm)	90	90	90	90	
Masse équivalente (mg)	3,4	0,7	1,2	0,5	**1,4**
Volume simulé (mm)	125	120	79	26	
Masse équivalente (mg)	4,7	1,0	1,0	0,2	**1,6**

La cohérence des valeurs obtenues avec ces deux méthodes de calcul tend à les conforter l'une et l'autre. On constate notamment que l'utilisation d'un volume percolé moyen à l'échelle de la placette n'introduit pas un biais trop important sur le flux de Diuron estimé.

Estimation de la masse de Diuron retenue dans le système

Les quantités de matière estimées dans le ruissellement entrant, dans le ruissellement sortant et le flux de percolation à -50 cm, permettent d'établir un bilan des flux de Diuron à l'échelle de la zone racinaire et à l'échelle de l'événement. Ce bilan est présenté dans le Tableau V.7. La masse de Diuron retenue dans le système est estimée par défaut.

Tableau V.7 : Bilan à 24h des flux de Diuron entrés, sortis et retenus dans le système lors de l'événement du 12 août 2004, exprimés en valeur absolue (mg) et relativement à la masse totale entrée (% Me).

	Ruissellement entrant	Ruissellement sortant	Percolation	Rétention (par défaut)
(mg)	36,8	0,6	1,6	34,6
(% Me)	**100**	**1,6**	**4,3**	**94,0**

Ce bilan montre un potentiel de rétention très élevé de la bande enherbée instrumentée, vis à vis du Diuron. Il montre que cette rétention se fait dans la couche de sol [0-50 cm]. En effet, seule une faible part du flux infiltré se propage au-delà de la zone racinaire.

Ce bilan chimique est assez différent du bilan hydraulique établi pour le même événement (cf chapitre IV), notamment du point de vue du flux percolé à 50 cm. Ce contraste suggère deux hypothèses :

- Il existe un processus d'adsorption très efficace dans la zone racinaire.
- La percolation correspond à de l'eau ancienne, présente dans le profil avant l'événement, et chassée par effet piston.

2.2. Flux observés lors de l'événement artificiel

Masses de Diuron et de Bromure ruisselées à l'exutoire

Les mesures de concentrations réalisées dans le ruissellement de surface sortant de la placette sont illustrées par la Figure V.3.

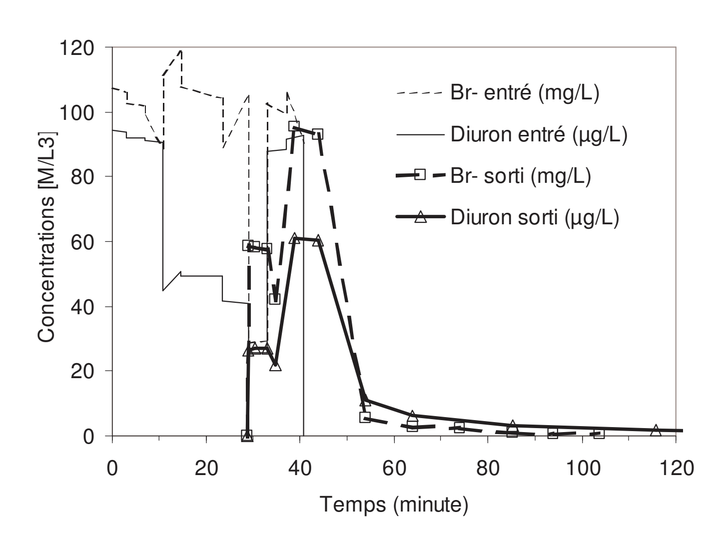


Figure V.3 : Concentrations de Bromure et de Diuron mesurées dans le ruissellement de surface sortant de la placette.

On constate que la courbe de concentration en Bromure est supérieure à la courbe de concentration en Diuron, aux unités près. Ceci suggère un processus d'adsorption du Diuron à la surface de la placette, même si c'est discutable, du fait que les concentrations injectées en entrée varient différemment pour le Diuron et le Bromure. Notre commentaire se limite pour cela à la période d'injection comprise entre les instants t=33 minutes et t=41 minutes, pendant laquelle les concentrations en entrée sont constantes et comparables pour le Bromure et le Diuron. Ce régime d'injection stabilisé semble avoir induit une concentration également stabilisée dans le ruissellement à l'exutoire entre les instants t=34 min et t=44 min (cf Figure V.3). On note que ceci est cohérent avec le temps de propagation constaté du ruissellement entre l'entrée et la sortie de la placette, évalué à 1 minute ±20 sec lors de cet événement (cf chapitre IV). On vérifie pendant cette période restreinte que le traceur est bien conservatif et qu'il n'y a pas de phénomène de dilution : la concentration en Bromure à l'exutoire (93-95 mg/L) est très proche de la concentration en Bromure injectée (93-106 mg/L). On constate en revanche que la concentration en Diuron à l'exutoire (39-44 µg/L) est inférieure à la concentration en Diuron injectée au même moment (92-93 µg/L), ainsi qu'à la concentration en Bromure mesurée à l'exutoire au même moment (abstraction faite de la différence d'unité). La concentration en Diuron à l'exutoire, équivalente à 45 % de la concentration en Diuron injectée et de la concentration en traceur mesurée à l'exutoire, montre **un processus d'adsorption du Diuron à la surface de la placette**.

On constate que la concentration en Diuron se maintient plus longtemps que la concentration en Bromure, pendant la phase d'élution succédant au dopage. Ceci suggère qu'une partie du Diuron adsorbé pendant le dopage se désorbe lors de la phase d'élution.

Les quantités de matière transportées par le ruissellement de surface sont calculées par intégration de ces solutogrammes. Chaque mesure de concentration est intégrée sur un

intervalle de volume délimité respectivement par la moitié du temps séparant le prélèvement considéré du prélèvement précédent et par la moitié du temps séparant le prélèvement considéré du suivant. On suppose ainsi que la fréquence d'échantillonnage est suffisante pour donner une image représentative du flux de soluté. Les résultats sont présentés dans le Tableau V.8 (le détail du calcul d'incertitude est en annexe 2). La masse de soluté retrouvée à l'exutoire pendant la phase de dopage est notamment comparée à la masse injectée à partir du moment où un écoulement apparaît à l'exutoire, de façon à quantifier la perte de masse pendant cette période, indépendamment de la perte liée à l'infiltration pendant la période précédant l'apparition du ruissellement.

Tableau V.8 : Masses de Diuron et de Bromure sorties du système par ruissellement de surface, exprimés en valeur absolue (mg) et relativement à la masse totale entrée (% Me), pendant l'intégralité du dopage (0-40') et la période où un écoulement est observé à l'exutoire (30-40').

	Masse totale Bromure				Masse totale Diuron		
	Dopage	Elution	Total		Dopage	Elution	Total
(g)	65 ±3	8 ±0	73 ±3	(mg)	40 ±1	24 ±1	64 ±2
(% Me 0-40')	**13 ±1**	**2 ±0**	**15 ±2**	**(% Me 0-40')**	**11 ±1**	**7 ±1**	**18 ±1**
(% Me 30-40')	**50**			**(% Me 30-40')**	**34**		

Les masses calculées à l'exutoire suggèrent elles aussi qu'une partie du flux de Diuron transporté par ruissellement s'adsorbe pendant la phase de dopage. En effet, on constate que la masse de Diuron quantifiée à l'exutoire est inférieure à la masse de Bromure quantifiée pendant la même période. L'écart est inférieur à l'écart constaté sur les concentrations mais il est significatif.

Les masses calculées confirment aussi qu'une quantité de Diuron significativement supérieure à la quantité de Bromure sort pendant l'élution, traduisant le processus de désorption évoqué précédemment. On constate qu'il n'y a pas de rétention supérieure du Diuron sur l'ensemble dopage + élution, traduisant ainsi une apparente réversibilité de la réaction d'adsorption sur le substrat présent en surface.

Masses de Diuron et de Bromure percolées à -50 cm de profondeur

Les quantités de matière percolées à -50 cm sont estimées à partir des concentrations mesurées dans les lysimètres atmosphériques. Celles-ci sont représentées dans la Figure V.4. Les échantillons analysés correspondent à des cumuls. Sur la figure, chaque palier de concentration représente une mesure.

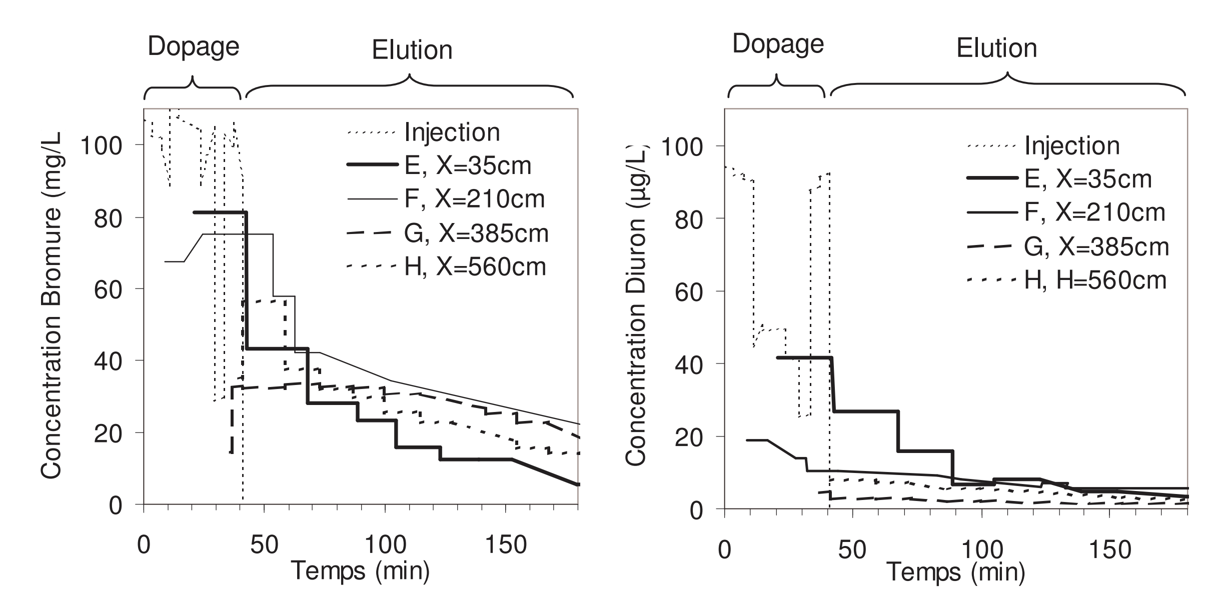


Figure V.4 : Concentrations en Bromure (à gauche) en Diuron (à droite) mesurées dans les lysimètres atmosphériques du transect EFGH. Les concentrations injectées en surface sont indiquées pour comparaison.

Les concentrations en Bromure mesurées dans les profils E et F sont proches de la concentration injectée, traduisant une dilution réduite dans l'eau initialement présente dans le profil. Ceci suggère un transport préférentiel, comme déjà observé à l'échelle locale du profil (cf chapitre III). Sur les mêmes profils E et F et pour les mêmes échantillons, la concentration mesurée en Diuron est significativement inférieure à la concentration en Bromure (à l'unité près), ce qui suggère un processus d'adsorption. Les concentrations injectées n'étant pas identiques, il est difficile de conclure fermement, mais ceci suggère que si des écoulements préférentiels se produisent, ils ne sont pas incompatibles avec le processus d'adsorption.

La concentration en Diuron reste à un niveau significatif pendant l'élution. Ceci peut traduire l'élution des solutés présents dans le sol ou un processus de désorption du Diuron adsorbé pendant la phase de dopage.

Dans la mesure où on ne dispose pas d'une mesure fiable du flux d'eau percolé au cours du temps pour intégrer ces solutogrammes, on choisit de déterminer une concentration moyenne par lysimètre à l'échelle de la totalité de l'événement et des 24 heures suivantes. On note qu'une telle concentration est l'analogue de la donnée disponible pour l'événement naturel, pour lequel on ne dispose pas de mesure en continu dans les lysimètres. La moyenne calculée tient compte de la dynamique temporelle mesurée des flux d'eau, dans la mesure où chaque concentration mesurée est pondérée par le volume d'eau correspondant. Les valeurs de concentration de l'échantillon cumulé théorique ainsi obtenues sont présentées dans le Tableau V.9.

Tableau V.9 : Concentrations moyennes par profil, calculées sur 24 heures.

	Bromure (mg/L)					Diuron (µg/L)				
Abscisse	X=35cm	X=210cm	X=385cm	X=560cm	**Moyenne**	X=35cm	X=210cm	X=385cm	X=560cm	**Moyenne**
Concentration	24	34	36	17	**29**	15	7	2	3	**6**

Les concentrations moyennes déterminées sur la période englobant l'événement et les 24 heures suivantes sont inférieures aux concentrations injectées en surface. Elles traduisent le mélange avec l'eau initialement présente dans la zone racinaire, le mélange avec l'eau injectée pendant l'élution, et en ce qui concerne le Diuron, une adsorption probable.

Le volume d'eau percolé à -50 cm est estimé sur la base du bilan des flux d'eau réalisé dans le chapitre IV. Les masses de soluté percolées calculées sont présentées dans le Tableau V.10.

Tableau V.10 : Masses de Diuron et de Bromure estimées, percolées à –50 cm pendant l'événement et les 24 heures suivantes.

	Bromure (g)					Diuron (mg)				
Abscisse	X=35cm	X=210cm	X=385cm	X=560cm	**Moyenne**	X=35cm	X=210cm	X=385cm	X=560cm	**Moyenne**
Concentration	24	34	36	17	**29**	15	7	2	3	**6**
Volume (mm)	523	523	523	523		523	523	523	523	
Masse	320	443	469	222	**379**	201	95	21	35	**83**

On constate que les masses de soluté percolées à la base de la zone racinaire sont non négligeables. La masse de Diuron est nettement inférieure à la masse de Bromure, mais elle reste très significative. L'écart est supérieur à l'écart entre les masses injectées (à une unité près), confirmant ainsi l'existence d'un processus d'adsorption.

Bilans sur les masses sortant et retenue dans le système

On réalise un bilan par défaut, en estimant une masse apparemment retenue dans le système, calculée comme le « reste » non retrouvé dans le ruissellement à l'exutoire, ni dans le flux de percolation à -50 cm. L'intérêt de ce bilan est de comparer le comportement du traceur à celui du Diuron, et de permettre une comparaison entre les deux événements. Ce bilan est présenté dans le Tableau V.11.

Tableau V.11 : Bilan à 24h des flux de Diuron et de Bromure entrés, sortis et retenus, par défaut, dans le système, exprimés en valeur absolue (mg ou g) et relativement à la masse totale entrée (% Me).

	Bromure					Diuron			
	Ruiss. entrant	Ruiss. sortant	Perco.	Rétention (par défaut)		Ruiss. entrant	Ruiss. sortant	Perco.	Rétention (par défaut)
(g)	482	73	379	30	(mg)	352	64	83	205
(% Me)	**100**	**15**	**79**	**6**	**(% Me)**	**100**	**18**	**24**	**58**

On constate qu'il n'y a quasiment pas de rétention du Bromure dans le système. Ceci signifie d'une part que la phase d'élution a été suffisamment longue pour renouveler l'eau de toute la porosité, et d'autre part que la méthode d'estimation de la masse de soluté percolée à –50 cm est bonne. La méthode de quantification de la rétention par bilan est donc validée et avec elle, l'estimation de la rétention faite lors de l'événement naturel.

La masse de Diuron apparemment retenue est nettement supérieure à la masse équivalente en traceur. Ceci suggère qu'il y a bien une rétention du Diuron par adsorption sur la phase solide. Ces résultats suggèrent en outre que le processus d'adsorption est relativement rapide puisque le dopage n'a duré que 40 minutes et l'élution 140 minutes. Ils suggèrent enfin que l'adsorption est en partie irréversible puisque les produits apparemment retenus à la fin de l'événement correspondent à la masse non désorbée lors de l'élution.

Quantification de la masse de Diuron adsorbée

Nous disposons, dans le cas de l'événement artificiel, d'une mesure directe de la concentration de Diuron adsorbée sur la phase solide. Celle-ci est déterminée grâce à un échantillonnage de sol réalisé 2 jours après l'événement. Un échantillonnage réalisé 5 jours avant permet de vérifier qu'il n'y a pas de Diuron dans le milieu avant l'événement. Les deux échantillonnages ont été réalisés suivant un même protocole : trois profils disposés d'amont en aval de la placette (X=100 cm, X=300 cm et X=500 cm) ont été échantillonnés jusqu'à -90 cm de profondeur, de sorte à distinguer les compartiments [0-20 cm], [20-50 cm] et [50-100 cm]. Les échantillons ont été analysés au Laboratoire d'Analyse des Sols de l'INRA d'Arras, selon la norme NF11264.

Les trois profils échantillonnés après l'événement ne présentent pas d'évolution significative de la concentration adsorbée, d'amont en aval de la placette. On définit donc un profil moyen, à partir des trois répétitions réalisées. Une concentration supérieure à la limite analytique de quantification (2,3 µg/kg) a été mesurée sur les trois répétitions en ce qui concerne l'horizon [0-20 cm], sur deux répétitions en ce qui concerne l'horizon [20-50 cm] et sur une répétition en ce qui concerne l'horizon [50-90 cm]. Ceci pose un problème d'interprétation : faut-il attribuer aux mesures non quantifiables la valeur zéro ou la valeur limite de quantification ? Les deux interprétations sont illustrées dans la Figure V.5, sous la forme d'une hypothèse haute et d'une hypothèse basse. Dans les deux cas, la concentration avant l'événement est supposée nulle.

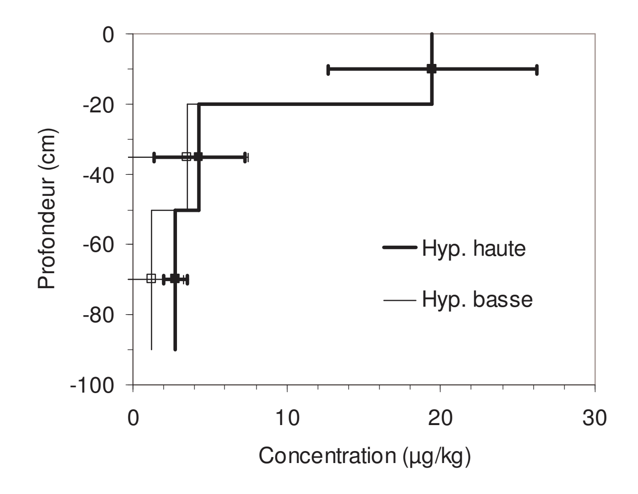


Figure V.5 : Concentrations en Diuron déterminées sur la phase solide. Les points représentent des moyennes et les barres des écart-types calculés sur trois répétitions. L'hypothèse haute suppose que les valeurs non quantifiées sont égales à 2,3 µg/kg. L'hypothèse basse suppose qu'elles sont nulles.

On constate une baisse significative de la concentration adsorbée avec la profondeur. Ceci peut être mis en relation avec le profil de matière organique constaté (cf chapitre II) et les valeurs de coefficient de partage K_D déterminées en laboratoire (cf chapitre III).

Ces concentrations permettent d'estimer la quantité de matière adsorbée dans chacun des trois horizons caractérisés. Cette estimation est présentée dans le Tableau V.12. Les incertitudes sont calculées par propagation de l'incertitude sur la concentration.

Tableau V.12 : Quantités de matière adsorbées par horizon, exprimées en valeur absolue (mg) et relativement à la masse totale adsorbée entre 0 et –90 cm (% M.tot.).

Horizon	Hypothèse haute		Hypothèse basse	
	M. absolue (mg)	M. relative (% M.tot.)	M. absolue (mg)	M. relative (% M.tot.)
0-20cm	147 ±51	62 ±27	147 ±51	71 ±27
20-50cm	49 ±34	21 ±15	40 ±44	20 ±19
50-90cm	42 ±12	17 ±7	18 ±32	9 ±14
Total 0-90cm	**238 ±62**	100	**206 ±75**	100

Les masses adsorbées dans la couche [0-50 cm], estimées à partir des concentrations effectivement mesurées sur la phase solide (196 mg et 187 mg, respectivement pour l'hypothèse haute et l'hypothèse basse) sont très cohérentes avec la masse « apparemment retenue », calculée par bilan (cf Tableau V.11). Ceci confirme la validité de ces calculs de bilan et confirme que le Diuron apparemment retenu dans la zone racinaire est adsorbé sur la phase solide.

Les quantités de matière estimées confirment la tendance visible sur la Figure V.5, à savoir que l'essentiel de la rétention se fait dans l'horizon [0-20 cm], le plus riche en matière organique.

La masse adsorbée dans l'horizon [50-90 cm] semble nettement inférieure à la masse apparemment percolée à –50 cm (cf Tableau V.10), quelque soit l'hypothèse considérée. Ceci peut être attribué à un transport non homogène dans la zone racinaire et au fait qu'il n'y a eu que trois profils échantillonnés, sur une petite surface qui plus est (carottages de section 10 cm^2). Cette hypothèse implique que deux des trois profils échantillonnés ne représentent pas des profils caractérisés une percolation significative à –50 cm. Ceci peut aussi être attribué à un transport des produits au-delà de -90 cm. Cependant, étant donné l'incertitude sur les masses estimées, il semble difficile de trancher entre ces deux points de vue. Un plus grand nombre de répétitions aurait été nécessaire pour cela. On retiendra que la masse non retrouvée (entre 40 et 60 mg) reste faible comparée à la masse reçue par le système (350 mg).

On note que ces données, qui montrent une forte contribution du mat racinaire à la rétention globale, ne permettent pas de distinguer la rétention liée aux écoulements latéraux se produisant dans celui-ci (cf chapitre IV), de la rétention liée aux écoulements verticaux.

Même si des mesures de concentration résiduelle dans le sol n'ont pas été faites pour l'événement naturel, la conclusion d'une adsorption rapide sur la phase solide et se faisant essentiellement dans la couche [0-20 cm] peut être extrapolée à celui-ci. En effet, de par l'absence d'élution, celui-ci présente des conditions hydrauliques encore plus favorables à l'adsorption.

2.3. Etude de la rétention du Diuron à la surface de la placette

L'objectif premier est de savoir si l'abattement de concentration observé lors de l'événement naturel, entre le ruissellement entrant et le ruissellement sortant, relève d'un processus d'adsorption ou s'il provient uniquement de la dilution par la pluie. Le deuxième objectif concerne la modélisation de la rétention des pesticides à la surface d'une zone rampon enherbée. Le modèle de ruissellement utilisé dans le chapitre IV ne représentant pas le transport des solutés, ce deuxième objectif a été abordé à l'aide de calculs simples, de type « batch ».

2.3.1. Etude de la dilution par la pluie

On souhaite savoir si le processus de dilution ne peut expliquer l'abattement de concentration observé entre le ruissellement entrant et le ruissellement sortant, lors de l'événement naturel. Des hypothèses d'homogénéité spatiale des flux plus ou moins fortes sont utilisées pour permettre l'écriture d'équations analytiques simples. On considère des flux moyens constants dans le temps, à l'échelle de l'événement.

Bilan sur un réservoir unique

Tout le flux ruisselé entré dans la placette est supposé se mélanger avec la pluie incidente tombant sur la placette, l'infiltration intervenant après le mélange. On ne tient donc pas compte des pertes par infiltration dans le calcul de la dilution et du fait que seule la fraction non-infiltrée du ruissellement se mélange effectivement avec la pluie. On écrit les deux équations de conservation de la masse :

(V.1)
$$Q_s = Q_e + P$$

(V.2)
$$Q_s \times C_s = Q_e \times C_e$$

où Q_e est le flux d'eau ruisselé moyen entré dans la placette [$L^3.T^{-1}$], Q_s le flux d'eau ruisselé moyen sorti de la placette [$L^3.T^{-1}$], P le flux de pluie moyen tombé sur la placette [$L^3.T^{-1}$], C_e la concentration en soluté moyenne en entrée de placette [$M.L^{-3}$] et C_s la concentration en soluté moyenne en sortie de placette [$M.L^{-3}$].

Ces équations donnent la loi de mélange suivante :

(V.3)
$$C_s = \frac{Q_e}{Q_e + P} \times C_e$$

La concentration C_s ainsi calculée représente une surestimation de la concentration que l'on peut attendre en sortie de placette.

Bilan discrétisé

L'objectif de cette méthode est de tenir compte du fait qu'infiltration et dilution interviennent simultanément et que seule la fraction non-infiltrée du ruissellement se mélange effectivement avec la pluie incidente. On fait donc le même type de bilan que ci-dessus, mais à l'échelle d'une maille élémentaire de longueur dx et en tenant compte d'un terme de perte par infiltration. Les flux sont supposés homogènes sur toute la largeur de la placette. La pluie et l'infiltration sont supposés homogènes également sur la longueur de la placette. On se place toujours en régime permanent, c'est à dire qu'on considère des flux moyens sur l'ensemble de l'événement. Le détail des calculs figure dans l'annexe 8.

On obtient l'équation de mélange suivante :

(V.4)
$$C_s = C_e \left(1 + \frac{(P - I)}{Q_e}\right)^{\frac{P}{I-P}}$$

On applique successivement les deux lois de mélange établies ci-dessus, aux données de l'événement naturel.

Application de la loi de mélange supposant un réservoir unique

Le pic ayant généré un écoulement à l'exutoire de la placette a une concentration moyenne de 14 µg/L (cf Figure V.1), un volume de 35 mm et la pluie tombée sur la placette pendant le même intervalle de temps est de 8 mm.

La concentration calculée par l'équation (V.3) pour de telles valeurs est de **11,4 µg/L**.

Application de la loi de mélange discrétisée

L'écoulement enregistré à l'exutoire de la placette a un volume de 3 mm, soit un volume infiltré de 32 mm au cours du pic contributif. La valeur de la concentration calculée en sortie de placette par l'équation (V.4) pour de tels paramètres est de **9,9 µg/L.**

Logiquement, cette valeur est inférieure à la valeur calculée précédemment suivant l'hypothèse d'un mélange idéal. Elle n'est toutefois pas très différente, montrant ainsi que **l'hypothèse d'un mélange idéal est en réalité acceptable à l'échelle de la placette expérimentale**.

Les valeurs calculées sont relativement proches de la valeur mesurée (8 µg/L), notamment au regard de l'incertitude associée à cette dernière. On en déduit à ce stade que **la dilution par la pluie semble suffire à expliquer l'abattement de la concentration en Diuron constaté entre l'entrée et la sortie de la placette** lors de l'événement du 12 août 2004, sans tenir compte du processus d'adsorption.

2.3.2. Confrontation aux coefficients de partage déterminés en laboratoire

L'objectif est de savoir si l'abattement de concentration observé lors de l'événement artificiel et l'apparente absence d'adsorption lors de l'événement naturel, suggérée précédemment, peuvent être expliqués par les coefficients de partage obtenus en laboratoire. Au-delà de cette question se pose le problème de la prédiction de l'abattement de concentration que l'on peut attendre d'une zone tampon enherbée.

Si on considère la surface de la placette comme un système fermé, de type « batch », caractérisé par un temps de séjour moyen et un ratio massique sol/eau, on peut définir un coefficient de partage K de la façon suivante :

(V.5)
$$K = \frac{C_{solide}}{C_{liquide}} = \frac{\left(C_{entrée} - C_{sortie}\right) / \rho}{C_{sortie}}$$

(V.6)
$$\Leftrightarrow C_{sortie} = \frac{C_{entrée}}{1 + \rho K}$$

où K est le coefficient de partage [L/kg], C_{solide} la concentration de la phase solide du système considéré [g/kg], $C_{liquide}$ la concentration de la phase liquide [g/L], $C_{entrée}$ la

concentration du ruissellement entrant [g/L], C_{sortie} la concentration du ruissellement sortant [g/L] et ρ le ratio massique sol/eau [kg/L].

Le Tableau V.13 présente une application numérique de l'équation (V.6) aux données expérimentales. Les valeurs considérées pour le coefficient de partage *K* sont les valeurs déterminées au laboratoire sur l'horizon [0-20 cm] et sur les végétaux de surface (cf chapitre III). La valeur de concentration considérée en entrée (notée Ce) pour l'événement artificiel correspond à la concentration moyenne mesurée dans le ruissellement entrant entre les instants t=33 minutes et t=41 minutes. La valeur de concentration considérée pour l'événement naturel correspond à la concentration calculée après dilution par la pluie (cf 2.3.1.).

Tableau V.13 : Concentration en solution (µg/L) calculée par application de la loi d'adsorption instantanée aux données expérimentales. Les concentrations mesurées sont indiquées pour comparaison.

Csortie (µg/L)	Source des données		K (L/kg)	Evé. artif. Ce=93 µg/L	Evé nat. Ce=10 µg/L
calculée	[0-20cm]	2min	2,6	40,4	4,3
	[0-20cm]	24h	14,0	11,6	1,3
	Végétaux	24h	37,0	4,8	0,5
mesurée				42,0	8,0

L'utilisation du coefficient de partage déterminé en laboratoire, pour un ratio massique sol/eau de ½, dans l'horizon [0-20 cm] et pour un temps de contact de 2 min s'avère assez pertinente pour estimer l'abattement de concentration que l'on peut attendre à la surface d'une bande enherbée. La valeur calculée est très proche de la valeur mesurée lors de l'événement artificiel. Elle l'est moins de la valeur mesurée lors de l'événement naturel : la concentration mesurée aurait due être plus faible. Cependant, ceci ne remet pas en question, selon nous, l'hypothèse de la dilution par la pluie, ni celle d'une adsorption de surface. Cela peut être simplement imputé à l'incertitude sur la donnée expérimentale, qu'on sait importante pour cet événement, relativement aux écarts de concentration discutés ici. Cela peut aussi être attribué à la différence existant dans l'hydrodynamique des deux événements : nous avons montré au chapitre IV que l'écoulement était probablement plus hétérogène lors de l'événement naturel que lors de l'écoulement artificiel, ce qui est cohérent avec un contact moindre avec le substrat donc une adsorption inférieure.

Ces chiffres montrent, si besoin est, que le coefficient de partage déterminé en laboratoire pour un temps de contact de 24 heures ne saurait être utilisé pour estimer la rétention que l'on peut attendre à la surface d'une bande enherbée, en situation d'interception d'un écoulement. En effet, cette valeur, obtenue à l'équilibre, conduit à surestimer nettement l'abattement de concentration attendu de la bande enherbée, que l'on considère le substrat végétal ou le substrat solide. Ceci s'explique par un temps de contact dans le système réel, nettement inférieur à 24 heures.

2.3.3. Conclusion

Il existe bien un processus d'adsorption des produits transportés par ruissellement, à la surface de la bande enherbée. Celui-ci est relativement limité du fait du temps de séjour très court dans le système. Il peut aussi être limité si le ruissellement de surface est chenalisé.

L'adsorption n'est pas le seul processus d'abattement de la concentration : la dilution par la pluie tombant sur la zone tampon enherbée peut contribuer tout autant que l'adsorption à la réduction de concentration du flux polluant.

L'abattement de concentration attendu dans le ruissellement de surface semble pouvoir être estimé assez justement par un simple calcul de type « batch », moyennant l'utilisation d'un temps de séjour réaliste et d'un coefficient de partage obtenu dans des conditions représentatives et moyennant la représentation de l'effet diluant de la pluie. Ceci confirme notamment la représentativité du mode d'agitation douce utilisé pour établir les coefficients de partage (Margoum, 2003).

2.4. Etude de la rétention du Diuron dans la zone racinaire

Les mesures montrent un abattement de concentration significatif entre la surface du sol et la base de la zone racinaire. Les concentrations mesurées sur la phase solide après l'événement artificiel confirment l'existence d'un processus d'adsorption efficace, s'ajoutant au probable effet de dilution des flux infiltrés dans l'eau initialement présente dans le sol. On souhaite savoir si cet abattement de concentration peut être estimé de façon simple, à partir d'une interprétation de type batch et de coefficients d'adsorption déterminés en laboratoire. Un travail de modélisation numérique plus élaboré a été entrepris à l'aide du modèle Hydrus 2D (Simunek et al., 1999), sur la base des paramètres de transport déterminés dans le chapitre III, mais les simulations réalisées pour un composé réactif sont entachées d'une grande erreur numérique, encore inexpliquée (ce problème n'existe pas pour un soluté conservatif). Les résultats obtenus ne sont par conséquents pas présentés.

L'effet de la dilution des flux infiltrés par l'eau initialement présente dans le profil est ici quantifié par la loi de mélange (V.3), supposant un mélange idéal. On applique ensuite la loi (V.6) supposant un équilibre d'adsorption instantané entre les concentrations en solution et adsorbées sur la phase solide. La zone racinaire est considérée comme la superposition de deux réservoirs correspondant respectivement à la couche [0-20 cm] et à la couche [20-50 cm], comme illustré dans la Figure V.6. La concentration des flux entrant dans le réservoir [20-50 cm] correspond à la concentration calculée après dilution et adsorption dans le réservoir [0-20 cm].

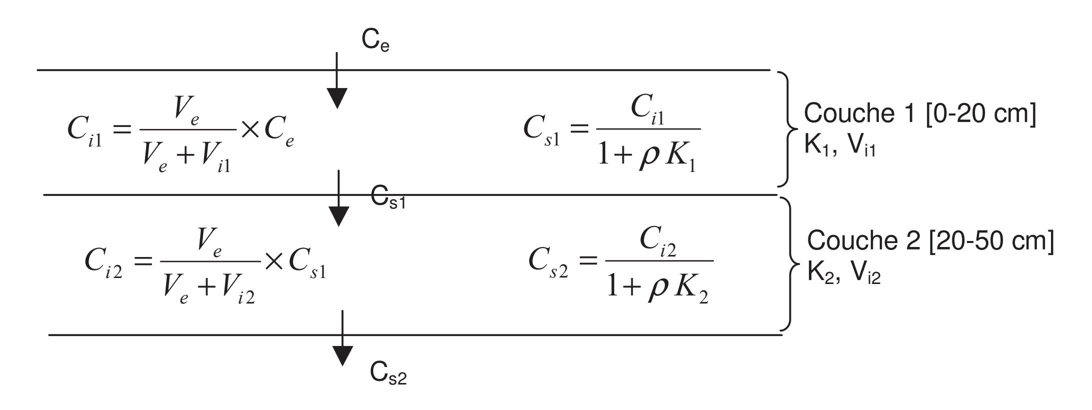


Figure V.6 : Illustration du modèle de mélange et d'équilibre instantané.

L'application numérique de ces lois simples est présentée dans le Tableau V.14, pour les deux événements. En accord avec les humidités volumiques mesurées avant les deux événements, la couche [0-20 cm] est supposée contenir 50 mm d'eau et la couche [20-50 cm], 75 mm. Deux hypothèses, haute et basse, sont envisagées concernant le temps de séjour dans la zone racinaire, correspondant aux temps de séjour supposés d'après les résultats des chapitres précédents (expérimentation et modélisation) et aussi aux temps pour lesquels on dispose d'une valeur de coefficient de partage. Dans le cas de l'événement artificiel, les concentrations mesurées considérées correspondent aux concentrations mesurées dans les lysimètres pendant la phase de dopage, de façon à ne pas tenir compte de la désorption et de la dilution supplémentaire induite par l'eau injectée pendant l'élution. Les quatre valeurs indiquées comme « mesure lysimétrique » correspondent aux quatre lysimètres situés d'amont en aval. Les concentrations possibles pour le flux infiltré en surface sont encadrées par les valeurs minimale et maximale mesurées en surface entre l'entrée et la sortie de la placette.

Tableau V.14 : Concentrations en solution (µg/L) calculées par application de la loi de dilution (V.3) et de la loi d'équilibre instantané (V.6), aux concentrations mesurées en surface.

	Hypothèse basse				Hypothèse haute			
Temps de séjour	2min dans [0-20] et 5min dans [20-50]				15min dans [0-20] et 60min dans [20-50]			
Concentration	Evénement artificiel		Evénement naturel		Evénement artificiel		Evénement naturel	
	maxi	mini	maxi	mini	maxi	mini	maxi	mini
mesurée en surface	93	42	21	8	93	42	21	8
calculée à -50cm	**17**	**8**	**3**	**1,1**	**8,4**	**3,8**	**1,5**	**0,6**
mesure lysimétrique	40 - 19 - 8 - 4		1,5 - 0,3 - 0,5 - 0,2		40 - 19 - 8 - 4		1,5 - 0,3 - 0,5 - 0,2	

Lors de l'événement naturel, l'abattement de concentration observé entre le ruissellement de surface et les flux récoltés par les lysimètres peut s'expliquer par une dilution, suivie d'une adsorption, moyennant l'hypothèse d'un temps de séjour de 15 minutes dans la couche [0-20 cm] et d'une heure dans la couche [20-50 cm]. Lors de l'événement artificiel, les concentrations mesurées dans les lysimètres pendant la phase de dopage peuvent être expliquées en supposant un temps de séjour de 2 minutes dans la couche [0-20 cm] et de

5 minutes dans la couche [20-50 cm], excepté la concentration mesurée dans le lysimètre le plus en amont.

Ceci montre que l'ordre de grandeur des concentrations mesurées dans les lysimètres peut être reproduit simplement, moyennant la prise en compte d'un processus de dilution et d'un processus d'adsorption. Ceci montre a fortiori que la prise en compte de ces deux processus est nécessaire pour expliquer l'abattement de concentration observé. Ceci suggère qu'il ne se produit pas, dans la zone racinaire, de flux préférentiels non dilués et trop rapides pour permettre l'adsorption du Diuron. Seul le profil amont se distingue sur ce point, lors de l'événement artificiel. En effet, la concentration relevée dans le lysimètre lors du dopage (40 µg/L) suppose une dilution non idéale et/ou une adsorption très limitée. En ce qui concerne les autres profils, on notera que les calculs réalisés ici sont très schématiques, et qu'ils n'excluent pas totalement la possibilité de tels écoulements préférentiels. Ils montrent cependant qu'ils ne sont pas majoritaires en terme de flux.

Les concentrations mesurées dans les lysimètres lors de l'événement naturel sont plus proches des concentrations calculées dans l'hypothèse haute, supposant un temps de séjour total de 1h15 min dans la zone racinaire. Les concentrations mesurées lors de l'événement artificiel sont pour trois des quatre profils (incluant le profil amont), plus proches des concentrations calculées avec l'hypothèse basse, supposant un temps de séjour total de 7 min. Cette différence entre les deux événements étudiés est cohérente avec l'hypothèse formulée dans le chapitre IV, supposant la contribution d'une macroporosité caractérisée par des vitesses de transfert élevées, lors de l'événement artificiel, n'intervenant pas lors de l'événement naturel.

3. Conclusions

La capacité de rétention du Diuron dans la placette enherbée expérimentale est très importante. Cette capacité est principalement liée au processus d'infiltration. Une rétention par adsorption a bien lieu en surface, mais celle-ci est limitée du fait du faible temps de séjour des flux dans le système (quelques minutes). Elle n'est notamment pas supérieure à l'abattement de concentration induit du fait de la dilution du ruissellement par la pluie tombant sur la placette. Elle semble de plus réversible à court terme.

Les produits infiltrés sont retenus efficacement par la zone racinaire. Cette rétention se fait par adsorption des produits en solution sur la matrice solide. L'horizon [0-20 cm] retient une grande partie du flux infiltré, conformément aux coefficients de partages déterminés au laboratoire. Seule une faible part du flux infiltré ressort de la zone racinaire sous forme de percolation lors de l'événement naturel : 4 % du flux total reçu. Lors de l'événement artificiel, ce chiffre est plus élevé, de 24 %. Il s'explique en partie par la contribution d'une macroporosité caractérisée par des vitesses d'écoulement élevées, peu favorables à l'adsorption, mais aussi par des conditions hydrodynamiques particulièrement défavorables :

l'événement a été suivi d'une élution qui a duré 2 heures, ce qui a vraisemblablement entraîné la désorption d'une partie des produits fixés pendant la phase de dopage. On peut considérer que ce chiffre représente un transfert maximum. En effet, en plus des conditions hydrodynamiques défavorables de l'événement étudié, le milieu est lui même défavorable, de par sa perméabilité très élevée. Le transfert observé dans une telle situation suggère que le risque de transfert profond des produits infiltrés et le risque associé de contamination des eaux souterraines existe, mais qu'il est relativement limité pour la majorité des situations.

La concentration observable dans le ruissellement à la sortie d'un système tampon enherbé semble prédictible de façon simple, par un calcul de type batch prenant en compte la dilution des flux par la pluie et l'adsorption sur le matériau de surface. Des coefficients de partage déterminés au laboratoire, pour des temps de contact similaires au temps de séjour dans le système réel (quelques minutes), et sous agitation douce, s'avèrent représentatifs. A l'opposé, des coefficients de partage déterminés à l'équilibre s'avèrent peu pertinents, car conduisant à surestimer largement l'abattement de concentration attendu en surface.

La rétention des produits infiltrés, dans la zone racinaire, semble elle aussi prédictible par un calcul de type batch, tenant compte de la dilution dans l'eau initialement présente dans le profil et du processus d'adsorption. Concernant celui-ci, des coefficients de partage déterminés pour un temps de séjour compris entre une dizaine de minute et une heure permettent de rendre compte de l'abattement observé entre 0 et -50 cm de profondeur, sur le site d'étude.

Conclusions et perspectives

Dans les bassins versants agricoles, l'aménagement de bandes enherbées représente un des moyens de lutte contre les pollutions diffuses des eaux de surface par les produits phytosanitaires. En effet, ce type d'aménagement est susceptible d'intercepter les flux de polluants transportés par ruissellement de surface hors des parcelles cultivées.

Rappel de la démarche

Du fait des enjeux associés à la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires, de nombreux travaux ont été réalisés dans la dernière décennie sur le potentiel de rétention des produits phytosanitaires dans les bandes enherbées. Toutefois, **la synthèse de ces travaux restait à faire et a constitué le premier objectif de ce travail de thèse**.

Notre étude bibliographique a permis de faire ressortir les points suivants :

- La grande perméabilité de ces milieux, qui est à l'origine de leur capacité à intercepter un écoulement de surface, pose la question du devenir dans le sol des pesticides infiltrés. Sont-ils réellement fixés dans les premiers décimètres de sol ? La structuration de ces milieux n'engendre-t-elle pas un risque d'entraînement rapide et en profondeur, incompatible avec les processus d'adsorption et de dégradation?
- Malgré la multiplicité des travaux réalisés, la prédiction de l'efficacité d'une bande enherbée donnée reste inenvisageable. Parallèlement, l'incertitude associée aux recommandations techniques existantes, pour le positionnement et le dimensionnement de tels aménagements, est importante. Un outil numérique de prédiction, intégrant les différents processus épurateurs d'une bande enherbée, est à développer.

Partant de ce constat, **les objectifs** spécifiques assignés au travail de thèse ont été les suivants :

- Combler le manque de connaissances concernant le devenir des flux de pesticides infiltrés.
- Développer une approche de modélisation des flux d'eau et de pesticides à l'échelle d'une bande enherbée, en couplant flux de surface, flux de subsurface et processus de sorption.
- Valider l'approche de modélisation macroscopique dans le cas d'une bande enherbée en situation d'interception d'un écoulement de surface.

De ces objectifs a découlé une approche mixte, mêlant expérimentation et modélisation.

Sur le plan expérimental, un dispositif in-situ a été réalisé dans le Beaujolais, dans le but de fournir les jeux de données, inexistants dans la littérature, nécessaires à la caractérisation du devenir des flux infiltrés et au travail de modélisation. L'originalité du dispositif réalisé tient notamment au fait qu'il permet, grâce à des lysimètres installés à –50 cm de profondeur,

de faire un bilan complet des flux d'eau et de pesticide à l'échelle de la zone racinaire. Il permet en outre de suivre des événements naturels et de générer des événements artificiels contrôlés. Deux événements, l'un naturel et l'autre artificiel, ont ainsi été étudiés.

Le sol du site expérimental a été caractérisé sur le plan hydrodynamique et chimique. Sur le plan hydrodynamique, différents protocoles ont été utilisés pour caractériser le fonctionnement du profil de sol en régime saturé et non saturé. Les caractéristiques chimiques ont été caractérisées à travers les propriétés d'adsorption, incluant isotherme et cinétique. Celles-ci ont été déterminées en prenant pour modèle la molécule de Diuron, jugée représentative.

Sur le plan numérique, nous avons utilisé un modèle bidimensionnel représentant les écoulements dans le sol par l'équation de Richards, résolue en deux dimensions, et l'écoulement de surface par l'équation d'onde cinématique. Ces deux équations sont résolues de façon couplée. Le transport des solutés est représenté par l'équation de convection dispersion, résolue sur tout ou une partie de la porosité.

Les relations d'état $K(h)$ et $h(\theta)$ ont été déterminées expérimentalement. Elles ont été testées, dans un premier temps, sur la base de mesures de flux d'eau et de soluté faites à l'échelle locale du profil de sol et sans ruissellement. Le modèle couplé ruissellement-infiltration a ensuite été utilisé pour discuter des flux d'eau se produisant à l'échelle macroscopique du dispositif expérimental, lors des deux événements étudiés.

Connaissance des propriétés caractéristiques du milieu.

Les mesures hydrodynamiques suggèrent l'existence d'une porosité structurale importante dans les horizons de surface. Ceci se traduit par une capacité de rétention et une conductivité hydraulique à saturation élevées, et par une baisse importante de cette capacité en régime non saturé, dès lors que la porosité structurale n'est plus sollicitée. On constate une perte de cette structure avec la profondeur. On distingue notamment, dans le profil de sol, un mat racinaire présentant une perméabilité et une porosité particulièrement élevées, puis une baisse progressive de la perméabilité et de la porosité avec la profondeur (bien que les résultats ne permettent pas d'être aussi affirmatif à ce sujet). Cette structure est en relation évidente avec le chevelu racinaire. Elle est donc liée au couvert végétal herbeux. Elle est aussi en relation avec la présence d'une macrofaune bioturbatrice très active, donc probablement avec l'absence de traitement phytosanitaire et l'absence de travail du sol.

Les propriétés d'adsorption du Diuron sont caractérisées par une isotherme linéaire sur la gamme de concentration [5 µg/L – 500 µg/L]. Les coefficients de partage déterminés à l'équilibre confirment les résultats de la littérature concernant le potentiel d'adsorption élevé d'un profil de sol enherbé et le fait que ce potentiel concerne surtout l'horizon de surface, l'horizon [0-20 cm] en ce qui concerne le milieu étudié. Ils confirment que ce potentiel

d'adsorption est principalement déterminé par la teneur en matière organique du milieu et qu'il peut être correctement décrit à partir du seul paramètre K_{oc} de la molécule. Les résultats suggèrent que l'utilisation de valeurs de la littérature peut conduire à une légère sous-estimation du coefficient de partage, pour des sols restés en herbe de nombreuses années, et fournissent des valeurs de référence, pour la molécule de Diuron, pour ce type de milieu. Les cinétiques d'adsorption déterminées pour le Diuron, sur le sol du site expérimental, sont conformes aux valeurs de la littérature. Elles montrent que l'adsorption est significativement plus rapide dans l'horizon [0-20 cm] que dans l'horizon [20-50 cm], en lien avec la teneur en matière organique.

Connaissance des processus d'écoulements et de transport se produisant dans la placette lors d'un événement ruisselant

Concernant **les processus d'écoulement**, résultats expérimentaux et modélisation ont permis de mettre en évidence les points suivants :

- Le ruissellement de surface est vraisemblablement chenalisé et hétérogène, en lien avec une microtopographie significative, un couvert non homogène et une perméabilité de surface non homogène. Cette hétérogénéité est de surcroît probablement supérieure dans la majorité des zones tampons enherbées, dans la mesure où la zone instrumentée a justement été choisie pour l'apparente uniformité de sa topographie et de son couvert végétal.
- Il existe des flux latéraux significatifs à l'intérieur du mat racinaire. Ces flux sont vraisemblablement liés au ruissellement de surface, de sorte qu'il y a mélange entre ces deux types d'écoulements. Il ne semble pas y avoir de flux latéraux significatifs dans le reste du profil, sauf en situation de mise en charge du profil par remontée de la nappe, situation pour laquelle la percolation verticale dans le profil est limitée.
- La capacité d'infiltration macroscopique de la placette est variable suivant l'intensité du flux de ruissellement reçu par la bande. Elle augmente lorsque le ruissellement augmente, en lien probable avec l'augmentation de la surface d'infiltration induite par la submersion d'une fraction supérieure de la microtopographie, mais surtout du fait de la présence d'une macroporosité, dont la mise en charge dépend de la hauteur d'eau présente à la surface de la placette.
- La percolation se produisant à la base de la zone racinaire représente un flux important. De plus la propagation des flux dans la zone racinaire est rapide, en lien avec la macroporosité. Ceci traduit un potentiel élevé d'entraînement des solutés au-delà de la zone racinaire.

Concernant **les processus de transport des pesticides en solution**, les résultats obtenus montrent les point suivants :

- L'abattement de la concentration en Diuron dans le ruissellement de surface transitant dans la placette enherbée expérimentale résulte d'une dilution du ruissellement contaminé par la pluie et d'un processus d'adsorption sur le substrat présent en surface. Mais celui-ci est limité du fait du temps de séjour très court (quelques minutes) des flux à la surface du

système. Il semble de plus réversible, de sorte que les produits fixés pourraient être réentraînés par un événement ultérieur.

- La rétention globale des pesticides dans la zone tampon instrumentée est importante. Cette rétention est principalement due au processus d'infiltration et à un processus d'adsorption des pesticides infiltrés sur la matrice solide. Cette adsorption se fait essentiellement dans l'horizon [0-20 cm], de façon cohérente avec la teneur en matière organique de cet horizon. Elle est par ailleurs en partie irréversible.
- La proportion de soluté percolée au-delà de la zone racinaire, relativement au flux infiltré, est variable suivant l'événement. Faible dans le cas de l'événement naturel étudié (4 %), elle est relativement significative dans le cas de l'événement artificiel (24 %). Ce dernier chiffre s'explique en partie par la contribution de la macroporosité, caractérisée par des vitesses de transfert élevées peu favorables à la rétention, et en partie par la désorption d'une partie des produits adsorbés lors d'une phase d'élution réalisée dans la continuité de l'événement. Ce chiffre montre qu'un entraînement en profondeur est possible malgré le fort potentiel de rétention de surface mais on peut aussi considérer qu'il représente un transfert maximum, supérieur notamment à ce qui pourrait être observé sur des sols moins perméables et pour la majorité des événements naturels, pour lesquels le milieu n'est pas soumis à élution.
- Le transport des solutés dans la zone racinaire semble se faire de façon hétérogène, une partie seulement de la porosité contribuant au transport. Ceci induit des vitesses de propagation particulièrement élevées. Cependant, cette rapidité de propagation ne semble pas incompatible avec une rétention du Diuron par adsorption. Ceci est cohérent avec les coefficients de partage déterminés au laboratoire pour des temps de contact courts ; les coefficients de partage à l'équilibre s'avèrent, de ce point de vue, peu utiles.

Développement de la modélisation

Les résultats obtenus en terme de modélisation des flux d'eau et de solutés permettent de formuler les remarques suivantes :

- Le couplage d'une représentation explicite des écoulements de surface et de subsurface apparaît nécessaire pour rendre compte de l'efficacité d'une zone tampon enherbée, au-delà de l'étude de la propagation des flux infiltrés, dans la mesure où ce type de milieu présente une structuration verticale influençant le flux infiltré en surface.
- L'approximation 1D utilisée pour rendre compte du ruissellement de surface apparaît satisfaisante, malgré l'hétérogénéité du ruissellement mise en évidence expérimentalement.
- La représentation 2D utilisée pour rendre compte des flux de subsurface est nécessaire pour reproduire les transferts latéraux se produisant dans le mat racinaire. Elle l'est aussi pour rendre compte de la propagation des flux au-delà du mat racinaire, dans la mesure où la dynamique de l'écoulement de surface et la forte perméabilité du profil engendrent une humectation localisée et en profondeur, générant des gradients latéraux. On note qu'une représentation 2D est insuffisante, dans le cas du système expérimental, lorsqu'il y a une remontée de la nappe. Dans ce cas, une modélisation 3D serait nécessaire. Cependant on

rappelle qu'une représentation 2D est probablement suffisante pour rendre compte des situations de ruissellement généralisé, qui restent les situations les plus fréquentes.

- La représentation du mat racinaire, et notamment de son épaisseur et de son anisotropie, est déterminante pour la propagation simulée des flux dans et à la surface de celui-ci.
- L'équation de Richards semble apte à rendre compte des flux d'eau se produisant dans la zone racinaire, et notamment dans la macroporosité. Mais deux jeux de perméabilité ont dû être utilisés pour rendre compte de la contribution variable de cette macroporosité, ce qui constitue une limite à l'utilisation de cette équation, telle qu'elle est implémentée dans les modèles actuels.
- Le transport des solutés dans la zone racinaire apparaît reproductible à l'aide de l'équation de convection dispersion moyennant l'hypothèse que seule une fraction de la porosité contribue au transport convectif et qu'il existe des échanges diffusifs entre les fractions mobiles et immobiles ainsi distinguées.

Perspectives scientifiques

Sur le plan expérimental, des jeux de données restent à acquérir sur le dispositif réalisé, pour valider les hypothèses émises dans ce travail. Il serait notamment intéressant :

- de confirmer l'influence du débit sur l'infiltrabilité macroscopique du système. La possibilité de simuler des événements artificiels à débit contrôlé sera pour cela très utile.
- de confirmer l'existence d'un écoulement à surface libre à la fois sur le mat racinaire et à l'intérieur de celui-ci. Il faudrait pour cela envisager de modifier le système de récupération du ruissellement installé à l'aval de la placette, par exemple en plantant la gouttière de récupération du ruissellement plus profondément, vers -10 cm ou -15 cm.
- de quantifier, plus précisément que nous l'avons fait, l'abattement de concentration que l'on peut attendre en surface, du processus d'adsorption, notamment en regard de la cinétique de réaction. L'étude du transport de molécules aux propriétés différentes du Diuron, et notamment de cinétique d'adsorption supérieure, serait particulièrement intéressante.
- d'étudier le devenir des flux piégés par la placette expérimentale à l'échelle de l'année. La cinétique de minéralisation et de stabilisation du Diuron adsorbé, dans le sol de la bande enherbée expérimentale, a déjà été caractérisée (Leclerc, 2004). Ces données, associées à un suivi du stock de pesticide in-situ, permettront de faire un bilan de l'efficacité d'une bande enherbée à l'échelle de l'année et de valider une modélisation à cette même échelle. L'enjeu est d'étudier le risque d'accumulation des produis interceptés et le risque de ré-entraînement associé.

Il serait par ailleurs intéressant d'étudier un autre site caractérisé par un enherbement récent. En effet, le sol étudié présente des caractéristiques physiques et chimiques très favorables à l'effet tampon. Mais il est maintenu en herbe et n'a subi aucun travail autre que le fauchage depuis 30 ans. On peut s'interroger sur la vitesse d'acquisition de telles caractéristiques. L'étude d'un enherbement plus jeune nous amènerait probablement à

moduler les conclusions formulées concernant l'impact de la macroporosité sur le fonctionnement global d'une zone tampon enherbée.

Sur le plan numérique :

- Les hypothèses de paramétrisation formulées dans ce travail doivent être confrontées aux autres jeux de données acquis sur le site expérimental au cours de la thèse.
- La modélisation du transport des pesticides à l'échelle macroscopique de la bande enherbée reste à mener. Dans un premier temps, les problèmes d'erreur numérique rencontrés avec le modèle Hydrus 2D doivent être surmontés. Le modèle devrait permettre de valider les hypothèses formulées sur le transport et la rétention du Diuron dans la zone racinaire et notamment de valider l'hypothèse selon laquelle le transport préférentiel observé n'est pas incompatible avec une rétention par adsorption. Dans un second temps, la représentation explicite du transport et de l'adsorption dans le ruissellement de surface devra être envisagée. On note que la prise en compte d'une cinétique d'adsorption non instantanée permettrait de valider l'hypothèse émise sur la variabilité de la rétention que l'on peut attendre à la surface d'une bande enherbée, en fonction des caractéristiques chimiques de la molécule considérée et d'éviter des répétitions expérimentales coûteuses.
- Les hypothèses proposées concernant la contribution variable de la macroporosité pourraient être validées par modélisation, à l'aide d'un modèle à double perméabilité, comprenant un couplage différencié de ces deux domaines avec l'écoulement de surface. Ce couplage pourrait être basé sur un seuil de hauteur d'eau ruisselante contrôlant la contribution de la macroporosité. Il n'existe cependant pas, à l'heure actuelle, de modèle 2D permettant d'envisager un tel travail.
- Les critères clés, mis en évidence dans ce travail pour la modélisation d'une zone tampon enherbée, devront être intégrés aux modèles développés à l'heure actuelle pour comprendre les transferts de pesticides à l'échelle des petits bassins versants.

Perspectives opérationnelles

La capacité de la zone tampon enherbée expérimentale à intercepter un ruissellement de surface est très élevée. Au cours de l'événement naturel étudié en détail, et au cours de la plupart des événements naturels enregistrés, la quasi intégralité du flux reçu par le système s'infiltre. Cependant, au cours de l'événement artificiel étudié, une part plus importante du flux total reçu par la placette ressort sous forme de ruissellement de surface, en lien avec une remontée de la nappe présente dans le profil. Ceci montre que malgré des propriétés physiques très favorables à l'infiltration dans les horizons de surface, la capacité d'infiltration d'un sol enherbé peut être affectée par d'autres variables de type climatique, hydrologique et géologique. La profondeur du substratum, la présence d'une zone saturée ou d'un horizon peu perméable sont des facteurs clés qui doivent guider l'aménagement des zones tampons enherbées.

Le modèle numérique utilisé s'avère apte à rendre compte du fonctionnement d'une zone tampon enherbée. Le test d'une large gamme de situations types (autres types de sols,

autres types d'évènements, autres molécules, enherbement plus récent) et de situations à risque (zone tampon enherbée en bordure de cours d'eau, présence d'un imperméable à faible profondeur) peut désormais être envisagé. Ceci devrait permettre de nuancer les recommandations faites actuellement en terme de localisation et de dimensionnement.

Bibliographie

Abu-Zreig, M., Rudra, R.P. and Whiteley, H.R., 2001. Validation of a vegetated filter strip model (VFSMOD). Hydrological Processes, 15: 729-742.

Agence-de-l'eau-RMC, 2004. Pesticides : pas de solution miracle sans un effort conséquent dans les pratiques actuelles, 6 pp.

Ankeny, M.D., Ahmed, M., Kaspar, T.C. and Horton, R., 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. Soil Science Society of America Journal, 55: 467-470.

Arora, K., Mickelson, S.K., Baker, J.L., Tierney, D.P. and Peters, C.J., 1996. Herbicide retention by vegetative buffer strips from runoff under natural rainfall. Transactions of the ASAE, 39(6): 2155-2162.

Asmussen, L.E., White, A.W., Hauser, E.W. and Sheridan, J.M., 1977. Reduction of 2,4D load in surface runoff down a grassed waterway. Journal of Environmental Quality, 6: 159-162.

Assier, J.M., 2001. Etude du pouvoir des zones tampons à limiter la pollution des eaux par les produits phytosanitaires, CEMAGREF, lyon, 99 pp.

Baize, D., 1988. Guide des analyses courantes en pédologie, INRA-Paris, 172 pp.

BAMO-Mesures, Preleveur AQUA10 - Manuel d'utilisation, 17 pp.

Benoit, P., Barriuso, E., Vidon, P. and Réal, B., 1999. Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip. Journal of Environmental Quality, 28: 1-9.

Benoit, P., Barriuso, E., Vidon, P. and Réal, B., 2000. Isoproturon movement and dissipation in undisturbed soil cores from a grassed buffer strip. Agronomie, 20: 297-307.

Beven, K. and Germann, P., 1982. Macropores and water flow in soils. Water resources research, 18(5): 1311-1325.

Boll, J., Selker, J.S., Nijssen, B.M., Steenhuis, T.S., Van Winckle, J. and Jolles, E., 1991. Water quality sampling under preferential flow conditions. In: R.G. Allen (Editor), Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Proc. ASCE Int. Symp. Lysimetry, Honolulu, Hawaï. 23-25 July 1991. Am. Soc. Civ. Eng., New York, pp. 290-298.

Bosch, D.D., Hubbard, R.K., West, L.T. and Lowrance, R.R., 1994. Subsurface flow patterns in a riparian buffer system. Transactions of the ASAE, 37(6): 1783-1790.

Bosch, D.D., Sheridan, J.M. and Lowrance, R., 1996. Hydraulic gradients and flow rates of a shallow coastal plain aquifer in a forested riparian buffer. Transactions of the ASAE, 39(3): 865-871.

Bouyé, J.M., Dimitriu, A., Moreau, S. and Plumecocq, M., 2000. Métrologie du déversoir triangulaire : (1) étalonnage par régression linéaire avec incertitudes sur les deux coordonnées, (2) incertitudes du débit et du cumul volumétrique, 165ème session du Comité Scientifique et Technique de la SHF, Colloque d'hydrotechnique : Autosurveillance et mesures en réseau d'assainissement., Lyon, pp. 8.

Brooks, R.H. and Corey, A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrol. Paper, 3(Colorado State Univ., Fort Collins, CO): 27p.

C.A.Vaucluse, 2000. Efficacité des bandes enherbées sur la qualité des eaux de ruissellement., Groupement de développement agricole-Viticulture de Vaucluse, 26 pp.

C.O.R.P.E.N., 1997. (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles). Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés - Etat des connaissances et propositions de mise en oeuvre, MAP - MATE, 88 pp.

Calvet, R., Tercé, M. and Arvieu, J.C., 1980. Adsorption des pesticides par les sols et leur constituants III. Caractéristiques générales de l'adsorption des pesticides. Annales agronomiques, 31(3): 239-257.

Campbell-Scientific, 1996. PDCR1830 Pressure transducer for depth measurement - User guide, 5 pp.

Campbell-Scientific, 1998. Module de mesure et de contrôle CR10X - Manuel d'utilisation.

Campbell-Scientific, 2001. ARG100 Pluviomètre à augets basculeurs - Manuel d'utilisation, 6 pp.

Campbell-Scientific, 2002. CS616 Réflectomètre de teneur en eau - Manuel d'utilisation, 29 pp.

Celia, M.A., Bououtas, E.T. and Zarba, R.L., 1990. A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation. Water Ressource Research, 26: 1483-1496.

Challenge-Agriculture, 1999. Watermark - manuel d'utilisation, Ambillou, 7 pp.

Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles (CORPEN), 1997. Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés - Etat des connaissances et propositions de mise en oeuvre, MAP - MATE, 88 pp.

Cooper, A.B., Smith, C.M. and Bottcher, A.B., 1992. Predicting runoff of water, sediment, and nutrients from a New-Zealand grazed pasture. Transactions of the ASAE, 35(1): 105-112.

Coquet, Y., Boucher, A., Labat, C., Vachier, P. and Roger-Estrade, J., 2000. Caractérisation hydrodynamique des sols à l'aide de l'infiltromètre à disques. Aspects théoriques et pratiques. Etude et gestion des sols, 7(1): 7-24.

Dabney, S.M., Meyer, L.D., Harmon, W.C., Alonso, C.V. and Foster, G.R., 1995. Depositional patterns of sediment trapped by grass hedges. Transactions of the ASAE, 38(6): 1719-1729.

Dages, C., 2002. Contribution à la compréhension du transfert des produits phytosanitaires dans les écoulements de subsurface des zones tampons, CEMAGREF, lyon, 41 pp.

Dakhel, N., 2001. Effet des paramètres pédo-climatiques sur les mécanismes responsables de la dissipation de l'amitrole dans les sols : adsorption, dégradation et stabilisation des résidus. PhD Thesis, I.N.A. Paris-Grignon, 168 pp.

Deletic, A., 2000. Sediment behaviour in overland flow over grassed areas. PhD Thesis, 175 pp.

Deletic, A., 2001. Modelling of water and sediment transport over grassed areas. Journal of Hydrology, 248(1-4): 168-182.

Delphin, J.E. and Chapot, J.Y., 2001. Leaching of atrazine and deethylatrazine under a vegetative filter strip. Agronomie, 21: 461-470.

Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S. and Lee, D., 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. American Society of Agricultural Engineers, 32(2): 513-519.

Dosskey, M.G., 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. Environmental Management, 28(5): 577-598.

Dosskey, M.G., 2002. Setting priorities for research on pollution reduction functions of agricultural buffers. Environmental Management, 30(5): 641-650.

Edwards, D.R., Shipitalo, M.J., Traina, S.J., Edwards, C.A. and Owens, L.B., 1992. Role of Lumbricus Terrestris (L.) burrows on quality of infiltrating water. Soil Biology Biochemistry, 24(12): 1555-1561.

El-Kadi, A.I. and Ling, G., 1993. The Courant and Peclet Number Criteria for the Numerical Solution of the Richards Equation. Water Ressource Research, 29(10): 3485-3494.

Esteves, M., Faucher, X., Galle, S. and Vauclin, M., 2000. Overland flow and infiltration modelling for small plots during unsteady rain: numerical results versus observed values. Journal of Hydrology, 228(3-4): 265-282.

EURACHEM-CITAC, Quantifier l'incertitude dans les mesures analytiques, 121 pp.

Flanagan, D.C., Foster, G.R., Neibling, W.H. and Burt, J.P., 1989. Simplified equations for filter strip design. Transactions of the ASAE, 32(6): 2001-2007.

Flanagan, D.C., Neibling, W.H., Foster, G.R. and Burt, J.P., 1985. Applicability of CREAMS in filter strip design, National Soil Erosion Research Laboratory, USDA-ARS, 22 pp.

Gaillardon, P., 1996. Influence of soil moisture on long-term soprtion of Diuron and Isoproturon by soil. Pesticide Science, 47: 347-354.

Gaillardon, P. and Dur, J.C., 1995. Influence of soil moisture on short-term adsorption of Diuron and Isoproturon by soil. Pesticide Science, 45: 297-303.

Gardner, W.R., 1958. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. Soil Science, 85: 228-232.

Ghadiri, H., Rose, C.W. and Hogarth, W.L., 2001. The influence of grass and porous barrier strips on runoff hydrology and sediment transport. Transactions of the ASAE, 44(2): 259-268.

Gouy, V., 1993. Contribution de la modélisation à la simulation du transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux superficielles;. PhD Thesis, Université Louis Pasteur, Strasbourg.

Gril, J.J., 1986. L'érosion hydrique dans les sols de vigne. Etude comparative de l'influence des techniques culturales à l'exemple du Beaujolais (France). Z. Geomorph. N. F., Suppl.-Bd. 60: 149-160.

Gril, J.J., 2002. Intérêt de l'enherbement de la vigne pour limiter le ruissellement, l'érosion et la pollution par les produits phytosanitaires, MONDIAVITI, Bordeaux, pp. 24-28.

Gril, J.J., Badel, E., Patty, L., Dutertre, A. and Mocquet, M., 1996. Mise au point d'une méthode d'évaluation : la simulation de ruissellement avec utilisation d'un traceur coloré. Rapport interne., 15 pp.

Himbert, M., 2001. Unités, références, incertitudes pour les mesures, La pluridisciplinarité dans les enseignement scientifiques -Tome 2 : La place de l'expérience. Actes de l'université d'été, du 9 au 13 juillet 2001, Cachan, pp. 8.

Holder, M., Brown, V., Thomasn, J.C., Zabcik, D. and Murray, H.E., 1991. Capillary-wick unsaturated zone soil pore water sampler. Soil Sci. Soc. Am. J., 55: 1195-1202.

Hydrologic, 1995. Notice d'utilisation des transmetteurs ALPHEE3010 et 3020, St Martin d'Hères, 13 pp.

IFEN, 2002. Les pesticides dans les eaux, Bilan annuel 2002, Données 1999-2000, Institut Français de l'Environnement, 25 pp.

IFEN, 2003. Les pesticides dans les eaux, Cinquième bilan annuel, Données 2001, Institut Français de l'Environnement, 29 pp.

IFEN, 2004. Les pesticides dans les eaux, Sixième bilan annuel, Données 2002, Institut Français de l'Environnement, 34 pp.

Inamdar, S.P., Sheridan, J.M., Williams, R.G., Bosch, D.D., Lowrance, R., Altier, L.S. and Thomas, D.L., 1999. Riparian Ecosystem Management Model: I Testing of the hydrologic component for a coastal plain riparian system. Transactions of the ASAE, 42(6): 1679-1689.

ISO, 1993. Guide to the expression of Uncertainty in Measurement, Geneva.

Jarvis, N., 1998. Modelling the impact of preferential flow on non point source pollution. In: Selim h.m. and Ma l. (Editor), Physical non equilibrium in soils : modelling and application, pp. 195-221.

Jin, C.-X., Römkens, M.J.M. and Griffioen, F., 2000. Estimating manning's roughness coefficient for shallow overland flow in non-submerged vegetative filter strips. Transactions of the ASAE, 43(6): 1459-1466.

Knutson, J.H., Lee, S.B., Zhang, W.Q. and Selker, J.S., 1993. Fiberglass wick preparation for use in passive capillary wick pore-water samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 57: 1474-1476.

Knutson, J.H. and Selker, J.S., 1994. Unsaturated hydraulic conductivities of fiberglass wicks and designing capillary wick pore-water samplers. Soil Sci Soc. Am. J., 58: 721-729.

Kutilek, M. and Nielsen, D.R., 1994. Soil hydrology. GeoEcology. CATENA VERLAG, Cremlingen-germany, 370 pp.

Lacas, J.-G., Voltz, M., Gouy, V., Carluer, N. and Gril, J.-J., 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. Agronomy for sustainable development, 25: 253-266.

Landry, D., 2004. Dynamique du transfert vertical d'herbicides en sols viticoles calcaires. Approche à l'aide de colonnes de sol. PhD Thesis, Université de Bourgogne, 229 pp.

Lauren, J.G., Wagenet, R.J., Bouma, J. and Wosten, J.H.M., 1988. Variability of saturated hydraulic conductivity in a glossaquic hapludalf with macropores. Soil Science, 145: 20-28.

Le Meillour, F., 1996. Etude expérimentale et numérique de la contribution des eaux de surface et de subsurface à la formation des crues - conséquences sur l'hydrogramme d'un bassin versant (application au Réal Collobrier), grenoble 1, grenoble, 296 pp.

Leclerc, P., 2004. Caractérisation des propriétés de dégradation d'un sol enherbé vis à vis du diuron, Université du Havre, 44 pp.

Lecomte, V., 1999. Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant. Ph.D. Thesis, E.N.G.R.E.F., Paris, France, 210 pp.

Lee, D., Dillaha, T.A. and Sherrard, J.H., 1989. Modeling phosphorus transport in grass buffer strips. Journal of Environmental Engineering, 115(2): 409-427.

Lee, K.-H., Isenhart, T.M., Schultz, R.C. and Mickelson, S.K., 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. Journal of Environmental Quality, 29: 1200-1205.

Leij, F.J. and Van Genuchten, M.T., 1999. Principles of solutes transport. In: Skaggs R.W. and van Schilfgaarde J. (Editor), Agricultural drainage. American society of agronomy, Madison, pp. 331-360.

Lennartz, B., Louchart, X., Voltz, M. and Andrieux, P., 1997. Diuron and Simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards. Journal of Environmental Quality, 26: 1493-1502.

Lennartz, B. and Meyer-Windel, S., 1995. The role of immobile water in unsaturated substrates. Hydrogéologie, 4: 75-83.

Lickfeldt, D.W. and Branham, B.E., 1995. Sorption of nonionic compounds by kentucky bluegrass leaves and thatch. Journal of Environmental Quality, 24: 980-985.

Lim, T.T., Edwards, D.R., Workman, S.R., Larson, B.T. and Dunn, L., 1998. Vegetated filter strip removal of cattle manure constituents in runoff. Transactions of the ASAE, 41(5): 1375-1381.

Lin, C.Y., Chou, W.C. and Lin, W.T., 2002. Modeling the width and placement of riparian vegetated buffer strips : a case study on the Chi-Jia-Wang Stream (Taiwan). Journal of Environmental Management, 66(3): 269-280.

Louchart, X., Lennartz, B. and Voltz, M., 2005. Sorption behaviour of diuron under a mediterranean climate. Agronomy for Sustainable Development, 25(2): 301-307.

Louchart, X., Voltz, M., Andrieux, P. and Moussat, R., 2001. Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a mediterranean vineyard area. Journal of Environmental Quality, 30: 982-991.

Lowrance, R., Altier, L.S., Williams, R.G., Inamdar, S.P., Sheridan, J.M., Bosch, D.D., Hubbard, R.K. and Thomas, D.L., 2000. REMM : the Riparian Ecosystem Management Model. Journal of Soil and Water Conservation: 27-34.

Lowrance, R., Vellidis, G., Wauchope, R.D., Gay, P. and Bosch, D.D., 1997. Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. Transactions of the ASAE, 40(4): 1047-1057.

Madrigal, I., Benoit, P., Barriuso, E., Etiévant, V., Souiller, C., Réal, B. and Dutertre, A., 2002. Capacité de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Etude et Gestion des Sols, 9(4): 287-302.

Mander, Ü., Kuusemets, V., Lohmus, K. and Mauring, T., 1997. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. Ecological Engineering, 8(4): 299-324.

Margoum, C., 2003. Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. PhD Thesis, Université Joseph Fourier, Grenoble, 243 pp.

Margoum, C., Gouy, C., Laillet, B. and Dramais, G., 2003a. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. Revue des sciences de l'eau, 16(3): 389-405.

Margoum, C., Gouy, C., Madrigal, I., Benoit, P., Smith, J., Johnson, A.C. and Williams, R.J., 2001. Sorption properties of isoproturon and diflufenican on ditch bed sediments and organic matter rich materials from ditches, grassed strip and forest soils, BCPC Symposium.

Margoum, C., Malessard, C. and Gouy, C., 2003b. Use of experimental design to investigate pesticide adsorption on ditch bed sediment and leaves in decay., XII Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza, pp. 175-183.

MEDD, 2004. Rapport final du programme PESTICIDES. Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface. Subvention du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable n°01106, Cemagref, INRA, Arvalis, 124 pp.

Mercier, P., 1998. Contribution méthodologique à l'étude des matières en suspension. Application au transfert particulaire en sol drainé. PhD Thesis, ENGREF, 164 pp.

Mersie, W., Seybold, C. and Tsegaye, T., 1999. Movement, adsorption and mineralization of atrazine in two soils with and without switchgrass (Panicum virgatum) roots. European Journal of Soil Science, 50: 343-349.

Meyer, L.D., Dabney, S.M. and Harmon, W.C., 1995. Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges. Transactions of the Asae, 38(3): 809-815.

Michalak, B., 2000. La simulation de ruissellement : un outil d'évaluation de la capacité des zones enherbées et boisées à dissiper les produits phytosanitaires, CEMAGREF, Lyon, 76 pp.

Misra, A.K., Baker, J.L., Mickelson, S.K. and Shang, H., 1994. Effectiveness of vegetative buffer strips in reducing herbicide transport with surface runoff under simulated rainfall, Mid-central meeting of the ASAE.

Misra, A.K., Baker, J.L., Mickelson, S.K. and Shang, H., 1996. Contributing area and concentration effect on herbicide removal by vegetative buffer strips. Transactions of the ASAE, 39(6): 2105-2111.

Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Ressource Research, 12(3): 513-522.

Munoz, J.F., 1992. Methodologie d'étude des produits phytosanitaires. Etude d'un bassin versant viticole : l'Ardières (Beaujolais). Mise au point de méthodes analytiques de pesticides. PhD Thesis, Université Claude Bernard, Lyon, 175 pp.

Muñoz-Carpena, R., Parsons, J.E. and Gilliam, J.W., 1993. Numerical approach to the overland flow process in vegetative filter strips. American Society of Agricultural Engineers, 36(3): 761-770.

Muñoz-Carpena, R., Parsons, J.E. and Gilliam, J.W., 1999. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. Journal of Hydrology, 214(1-4): 111-129.

Muscutt, A.D., Harris, G.L., Bailey, S.W. and Davies, D.B., 1993. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment, 45: 59-77.

Neumann, M., Schultz, R., Shäfer, K., Müller, W., Mannheller, W. and Liess, M., 2002. The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams. Water Research, 36: 835-842.

Norris, V., 1993. The use of buffer zones to protect water quality: a review. water resources management, 7: 257-272.

Patty, L., 1997. Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufénicanil). Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées. PhD Thesis, Université Joseph Fourier, Grenoble I, 217 pp.

Patty, L., Real, B. and Gril, J.J., 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. Pesticide Science, 49(3): 243-251.

Pot, V., Benoit, P., Yra, A., Martinez Cordon, M.-J. and Labat, C., 2003. Dissipation of isoproturon and metribuzin herbicides in undisturbed grassed buffer strip soil columns, Congrès du Groupe Français des pesticides, Aix en Provence., pp. 4p.

Pot, V., Simunek, J., Benoit, P., Coquet, Y., Yra, A. and Martinez Cordon, M.-J., 2005. Impact of rainfall intensity on the transport of two herbicides in undisturbed grassed filter strip soil cores. Journal of contaminant hydrology, in press.

Quinones, H. and Ruelle, P., 2001. Operating calibration methodology of a TDR sensor for soil moisture monitoring under irrigated crops. Subsurface sensing technology and applications, 2(1).

Rankins, A.J., Shaw, D.R. and Boyette, M., 2001. Perennial grass filter strips for reducing herbicide losses in runoff. Weed Science, 49: 647-651.

Raturi, S., Carroll, M.J. and Hill, R.L., 2003. Turfgrass thatch effects on pesticide leaching: A laboratory and modeling study. Journal of Environmental Quality, 32(1): 215-223.

Reungsang, A., Moorman, T.B. and Kanwar, R.S., 2001. Transport and fate of atrazine in midwestern riparian buffer strips. Journal of the American Water Ressources Association, 37(6): 1681-1692.

Reynolds, W.D. and Elrick, D.E., 1991. Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrometer. Soil Science Society of America Journal, 55: 633-639.

Rimmer, A., Steenhuis, S.T. and Selker, J.S., 1995. One-dimensional model to evaluate the performance of wick samplers in soils. Soil Science Society of America Journal, 59: 88-92.

Rohde, W.A., Asmussen, L.E., Hauser, E.W., Wauchope, R.D. and Allison, H.D., 1980. Trifluralin movement in runoff from a small agricultural watershed. Journal of Environmental Quality, 9(1): 37-42.

Schaap, M.G. and Leij, F.J., 1998a. Database related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions. Soil Science, 163: 765-779.

Schaap, M.G. and Leij, F.J., 1998b. Using neural network to predict soil water retention and soil hydraulic conductivity. Soil and tillage research, 47: 37-42.

Schiavon, M., Perrin-Ganier, C. and Portal, J.M., 1995. La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. Agronomie, 15: 157-170.

Schipman, A.-J., 2002. Variabilité à petite échelle du fonctionnement hydrodynamique d'un versant prairial : étude expérimentale et modélisation. PhD Thesis, Institut National Polytechnique de Grenoble, Grenoble, 222 pp.

Schmid, B.H., 1989. On overland flow modelling : can rainfall excess be treated as independent of flow depth? Journal of Hydrology, 107: 1-8.

Schmitt, T.J., Dosskey, M.G. and Hoagland, K.D., 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. Journal of Environmental Quality, 28(5): 1479-1489.

Sharma, M.L., Gander, G.A. and Hunt, C.G., 1980. Spatial variability of infiltration in a watershed. Journal of Hydrology, 45: 101-122.

Simunek, J., 2002. Coupling of the Hydrus-2D subsurface flow model with ab overland flow submodule. Personal report, 10 pp.

Simunek, J., Sejna, M. and VanGenuchten, M.T., 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, International Groundwater Modelling Center,Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 202 pp.

Simunek, J., Sejna, M. and VanGenuchten, M.T., 1999. The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, International Groundwater Modelling Center,Riverside, California, 227 pp.

Sisson, J.B. and Wierenga, P.J., 1981. Spatial variability of steady-state infiltration rates as a stochastic process. Soil Science Society of America Journal, 45: 699-704.

Smith, R., 2002. Infiltration theory for hydrologic applications. Water Resources Monograph 15, 212, Washington.

Souiller, C., Coquet, Y., Pot, V., Benoit, P., Réal, B., Margoum, C., Laillet, B., Labat, C., Vachier, P. and Dutertre, A., 2002. Capacités de stockage et d'épuration des sol de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Etude et Gestion des Sols, 9(4): 269-285.

Spatz, R., Walker, F. and Hurle, K., 1997. Effect of grass buffer strips on pesticide runoff under simulated rainfall. Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent., 62(3a): 799-806.

Srivastava, P., Edwards, D.R., Daniel, P.A., Moore, P.A. and Costello, T.A., 1996. Performance of vegetative filter strips with varying pollutant source and filter strip lengths. Transactions of the ASAE, 39(6): 2231-2239.

Staddon, W.J., Locke, M.A. and Zablotowicz, R.M., 2001. Microbiological characteristics of a vegetative buffer strip soil and degradation and sorption of metolachlor. Soil Science Society of America Journal, 65: 1136-1142.

Stoeckel, D.M., Mudd, E.C. and Entry, J.A., 1997. Degradation of persistent herbicides in riparian wetlands. In: American Chemical Society (Editor), Phytoremediation of soil and water contaminants, pp. 114-132.

Suwandono, L., Parsons, J.E. and Munoz-Carpena, R., 1999. Design guide for vegetative filter strips using VFSMOD, 1999 ASAE/CSAE-SCGR Annual International Meeting, Toronto, Ontario, Canada, pp. 1-7.

Tingle, C.H., Shaw, D.R., Boyette, M. and Murphy, G.P., 1998. Metolachlor and metribuzin losses in runoff as affected by width of vegetative filter strips. Weed Science, 46: 475-479.

Tisdall, J.M. and Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Science, 33: 141-163.

Tucker, M.A., Thomas, D.L., Bosch, D.D. and Vellidis, G., 2000. GIS-based coupling of GLEAMS end REMM hydrology: II. Field test results. Transactions of the Asae, 43(6): 1535-1544.

USDA-NRCS, 2000. Conservation buffers to reduce pesticide losses, USEPA, Washington, 21 pp.

van Dijk, P.M., Kwaad, F.J.P.M. and Klapwijk, M., 1996. Retention of water and sediment by grass strips. Hydrological Processes, 10: 1069-1080.

van Genuchten, M.T., 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44: 892-898.

van Genuchten, M.T. and Wagenet, R.J., 1989. Two-site/two-region models for pesticide transport and degradation : thoritical development and analytical solutions. Soil Science Society of America Journal, 53: 1303-1310.

Vellidis, G., Lowrance, R., Gay, P. and Wauchope, R.D., 2002. Herbicide transport in a restored riparian forest buffer system. Transactions of the ASAE, 45(1): 89-97.

Vogel, T. and Cislerova, M., 1988. On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the moisture retention curve. Transport in Porous Media, 3: 1-15.

Wang, M.C., 1993. In-situ evaluation of capillary wick tension in wick lysimeters for sampling from the vadose zone. M.S. Thesis, Oregon State University, Corvallis.

Watanabe, H. and Grismer, M.E., 2001. Diazinon transport through inter-row vegetative filter strips : micro-ecosystem modeling. Journal of Hydrology, 247(3-4): 183-199.

Wauchope, R.D., 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields-a review. Journal of environmental quality, 7(4): 459-472.

Wind, G.P., 1968. Capillary conductivity data estimated by a simple method. In: P.E. Rijtema and H. Wassink (Editors), Water in the saturated zone. Vol. 1. Proceedings of the Wageningen symposium, Wageningen, the Netherlands. 19–23 June 1966. IASH, Gentbrugge, the Netherlands and UNESCO, Paris., pp. 181-191.

Wooding, R.A., 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. Water Resources Research, 4: 1258-1273.

Chapitre VI : Annexes

1. Photographies du sol de la placette expérimentale

2. Calcul des incertitudes expérimentales

3. Evaluation numérique du biais associé à la mesure de flux d'eau et de solutés dans le sol, à l'aide de lysimètres à mèche (projet d'article)

4. Protocole de calibration des sondes humidimétriques Campbell CS616

5. Câblage du système d'acquisition des données

6. Détermination de la perméabilité au voisinage de la saturation par la méthode multipotentiel

7. Protocole de détermination des isothermes et cinétiques d'adsorption du Diuron sur le sol

8. Equations de mélange appliquées au ruissellement de surface

9. Evénements enregistrés sur le site pendant la période d'observation 2004-2005

1. Photographies du sol de la placette expérimentale

1.1. Le mat racinaire et la zone racinaire



Figure VI.1 : Photographies d'une motte de sol de l'horizon 0-30 cm (à gauche) et de l'horizon 0-10 cm où on voit la spécificité de l'horizon [0-5 cm], constitué intégralement de matière végétale.



Figure VI.2 : Photographie de l'horizon 0-20 cm après détachement (approximatif) du sol.



Figure VI.3 : Photographie d'une coupe longitudinale du versant. Couche [0-50 cm] riche en racines.



Figure VI.4 : Photographies des racines présentes à 50 cm de profondeur, dans la cavité lysimétrique A (à gauche) et dans la cavité lysimétrique B (à droite). Photographie du plafond des cavités.

1.2. Bas du profil



Figure VI.5 : Photographies du changement de texture et coloration observé entre 90 cm et 130 cm. Photographies prises à l'amont de la placette expérimentale (à gauche) et à l'aval (à droite).

2. Calcul des incertitudes expérimentales

2.1. Principes théoriques (EURACHEM-CITAC)

La méthode de calcul utilisée s'inspire des règles énoncées par le *Guide to the expression of Uncertainty Measurement* (ISO, 1993), traduites en français notamment dans *le guide de quantification des erreurs analytiques* de *EURACHEM-CITAC* et brièvement présentées ci-dessous.

2.1.1. Définitions

L'**incertitude** se définit comme « un paramètre associé au résultat d'une mesure, qui caractérise la dispersion des valeurs et pourrait être raisonnablement attribué au **mesurande** (grandeur particulière soumise à un mesurage) ». Elle correspond à un intervalle, caractéristique d'une méthode de mesure donc applicable à toutes les mesures obtenues de cette façon, et ne peut être utilisée pour corriger le résultat d'une mesure. Elle se distingue de l'**erreur**, valeur unique obtenue par différence entre un résultat individuel et la valeur vraie, qui peut être appliquée comme correction d'un résultat.

L'incertitude d'un résultat peut provenir de plusieurs sources dont il convient d'estimer les contributions respectives, appelées composantes de l'incertitude globale. Lorsqu'elle est exprimée à l'aide d'un écart-type, une composante est appelée incertitude-type. S'il existe une corrélation entre les composantes, celle-ci doit être prise en compte par un calcul de covariance.

L'incertitude globale, appelée aussi **incertitude-type composée**, est un écart-type estimé égal à la racine carrée de la variance totale obtenue en combinant toutes les composantes de l'incertitude.

La notion d'incertitude-type doit être complétée par celle **d'incertitude élargie**, associée à la notion **d'intervalle de confiance**, ou intervalle de certitude maîtrisée. En supposant que les différentes valeurs pouvant être obtenues par la mesure en question suivent une distribution gaussienne, l'intervalle de confiance calculé à plus ou moins un écart-type définit un risque inférieur à 32 %, l'intervalle de confiance calculé à plus ou moins deux écart-types définit un risque inférieur à 5 %, et l'intervalle de confiance calculé à plus ou moins trois écart-types définit un risque proche de 0 %. En règle générale, on utilise l'intervalle de confiance à 95 % (écrit sous la forme $\pm 2\sigma$).

On note qu'il est essentiel d'adopter ce type d'outil de composition des erreurs associé à un intervalle de confiance, les outils de type intervalle de certitude absolue tels que l'intervalle d'erreur maximale ou la tolérance étant en comparaison scientifiquement sans fondement (Himbert, 2001).

2.1.2. Règles de calcul

2.1.2.1. Estimation des composantes

Avant d'être composées, toutes les composantes de l'incertitude doivent être exprimées sous forme d'incertitude type (c'est à dire d'écart-type). Lorsque la composante de l'incertitude a été évaluée expérimentalement à partir de la dispersion de mesures répétées, elle peut être facilement exprimée sous-forme d'un écart-type (estimation de type A). Sinon l'estimation se fait par un jugement scientifique fondé sur des hypothèses de distribution des valeurs et sur les éléments disponibles (estimation de type B). Lorsque l'estimation de l'incertitude est déduite de résultats antérieurs et déjà exprimée sous forme d'un intervalle de confiance (sous la forme $\pm a$ à p%) sans spécification de la distribution, il convient de supposer une distribution normale (correspondant à un processus aléatoire) et de calculer l'écart-type σ en divisant la valeur a par la valeur du pourcentage approprié pour le niveau de confiance donné (exemple : un intervalle à 95 % est donné à $\pm 2\sigma$ donc $\sigma=a/2$; un intervalle à 99,7 % est donné à $\pm 3\sigma$ donc $\sigma=a/3$). Si l'incertitude est donnée sous forme d'un écart-type s, d'un écart-type relatif s/x^* (x^* étant la moyenne) ou d'un écart-type $\%CV$ sans spécifier la distribution, il convient d'utiliser les formules respectives suivantes : $u(x)=s$, $u(x)=x.s/x^*$, $u(x)=x.CV\%/100$. Si les limites $\pm a$ sont données sans intervalle de confiance, que des valeurs extrêmes sont probables ou qu'il n'y a aucune indication a priori sur la forme de la distribution, il convient de supposer que celle-ci est rectangulaire, avec un écart-type de $a/\sqrt{3}$. Enfin, si les limites $\pm a$ sont données sans intervalle de confiance mais qu'on sait que des valeurs extrêmes sont improbables, il convient de supposer que la distribution est triangulaire, avec un écart-type de $a/\sqrt{6}$.

2.1.2.2. Estimation de l'incertitude composée

Lorsque les variables sont indépendantes, la formule générale de l'incertitude composée est la suivante :

(VI.1)
$$u_c(y(x_1,x_2,...)) = \sqrt{\sum_{i=1,n} c_i^2 u(x_i)^2} = \sqrt{\sum_{i=1,n}\left(\frac{\partial y}{\partial x_i}\right)^2 u(x_i)^2}$$

où $y(x_1,x_2,...)$ est une fonction de plusieurs variables indépendantes x_i, c_i est un coefficient de sensibilité égal à la différentielle partielle de y par rapport à x_i.

Lorsqu'une contribution à l'incertitude est associée à la procédure globale, ou lorsque l'incertitude d'un paramètre est directement exprimée par son effet sur le résultat final, le coefficient de sensibilité est égal à 1. De même, dans certains cas, les expressions de combinaison des incertitudes se réduisent à des formes plus simples :

Pour les modèles impliquant uniquement une somme ou une différence de grandeur, par exemple $y=(p+q+r+...)$, l'incertitude type composée $u_c(y)$ est donnée par :

(VI.2)
$$u_c(y(p,q,...)) = \sqrt{u(p)^2 + u(q)^2 + ...}$$

Pour les modèles impliquant uniquement un produit ou un quotient, par exemple $y=(p\times q\times r\times ...)$, l'incertitude type composée $u_c(y)$ est donnée par :

(VI.3)
$$\frac{u_c(y(p,q,...))}{y}=\sqrt{\left(\frac{u(p)}{p}\right)^2+\left(\frac{u(q)}{q}\right)^2+...}$$

Il est en général possible de décomposer le modèle mathématique originel en expressions comprenant uniquement les opérations ci-dessus.

2.2. Estimation des incertitudes associées aux différents systèmes de mesure utilisés

2.2.1. Débitmétrie en canal jaugeur

2.2.1.1. Identification des mesurandes et des sources d'incertitude

Les mesurandes associés à la mesure de débit sont le débit instantané et le volume cumulé. Le débit instantané est calculé à partir d'une hauteur d'eau mesurée, à l'aide d'une relation de tarage du type $Q=a\times H^b$.

Venturi amont 0,5-9 L/s
Q [L/s] = $0{,}002929\times H^{1,58}$ [mm]

Venturi aval 0,2-3L/s
Q [L/s] = $0{,}001945\times H^{1,58}$ [mm]

Les sources d'incertitude sont :

- la relation de tarage
- l'horizontalité du canal jaugeur
- la mesure de hauteur d'eau, elle même affectée par :
  - la position verticale de la prise de pression dans le canal jaugeur (position du zéro)
  - la résolution du capteur de pression
  - la précision du capteur de pression (offset et linéarité)
  - la mesure de tension aux bornes de la centrale CR10X, elle même affectée par :
  - la précision de mesure
  - la résolution du convertisseur analogique/numérique de la CR10X
  - la résistance électrique utilisée

En effet, le signal analogique 4-20 mA généré par le capteur de pression est mesuré par un automate Campbell CR10X (Campbell-Scientific, 1998), sous forme d'une tension électrique aux bornes d'une résistance donnée. La valeur de la résistance détermine l'équation de conversion :

$$si \quad R = 100\Omega \quad [cmCE] = 0{,}0625 \times [mV] - 25$$
$$si \quad R = 250\Omega \quad [cmCE] = 0{,}025 \times [mV] - 25$$
$$si \quad R = 350\Omega \quad [cmCE] = 0{,}01786 \times [mV] - 25$$

Or toute résistance est vendue avec une incertitude donnée. La capacité de résolution de l'automate est liée à la conversion du signal analogique en donnée numérique. La pleine échelle de mesure est discrétisée en segments dont la largeur dépend de la puissance du convertisseur (en l'occurrence un 12 bits soit 2^{12} segments).

Le volume cumulé d'un événement est calculé par une relation additionnelle du type :

(VI.4) $$V = \sum_i \Delta V_i = \sum_i Q_i . \Delta t_i$$

Les sources d'incertitudes sont donc les volumes élémentaires calculés à chaque pas de temps, eux-mêmes liés à la mesure de débit instantané Q_i et à la mesure du pas de temps Δt_i.

2.2.1.2. Quantification des incertitudes-type

- L'équation de tarage des débitmètres est fournie par le constructeur avec un « écart maximal voisin de 2 % ». On peut supposer que la distribution des mesures autour de l'équation ajustée est normale (que la plus forte probabilité soit que l'équation soit juste), et que l'écart fournit correspond à un intervalle de confiance à 99,7 % (puisqu'il est dit « maximal »). On suppose en outre que cette incertitude relative peut être associée aux deux coefficients *a* et *b* intervenant dans la relation de tarage.
- L'écart maximal sur la hauteur d'eau lié à l'horizontalité du canal est estimé à ±1 mm. La distribution correspondante est supposée normale (on donne ainsi la plus forte probabilité à l'hypothèse d'un positionnement correct).
- L'écart maximal sur la hauteur d'eau lié au positionnement de la prise de pression dans le canal est estimé à 2 mm. La distribution correspondante est supposée normale.
- La résolution du capteur de pression n'est pas fournie par le constructeur. On suppose donc qu'elle est intégrée dans l'estimation de la précision.
- La précision du capteur de pression annoncée par le constructeur est de 0,25 % de la pleine échelle (0-1 m) soit 2,5 mm. On suppose que cette valeur est associée à une distribution normale et qu'elle correspond à un niveau de confiance de 95 % (qui est le niveau de confiance conseillé par l'AFNOR). L'écart-type correspondant est donc :

$$\sigma = \frac{2{,}5}{2} = 1{,}25 \ mm$$

Cette valeur a aussi été évaluée expérimentalement (évaluation de type A). Ce travail expérimental avait pour objectif de quantifier outre l'incertitude-type du capteur (dispersion des mesures ou bruit de mesure), un offset éventuel (erreur systématique) et un impact éventuel de la forme et du diamètre de la prise de pression, et de la longueur de tube entre la

prise de pression et le capteur. De plus, les tests ont été réalisés avec les composants destinés à être installés sur le terrain, de façon à englober les incertitudes liées à la précision de l'automate, à sa résolution, et à la résistance utilisée. L'étude a été réalisée au laboratoire, en conditions de température stables et à niveau d'eau constant. Ainsi, elle ne permet pas d'estimer toutes les sources d'incertitude, notamment la linéarité, l'hystérésis, la dérive et la sensibilité du capteur à la température.

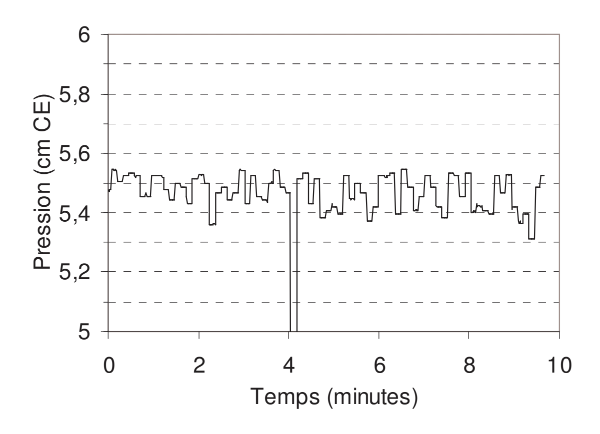


Figure VI.6 : Chronique temporelle brute enregistrée au pas de 1s avec une prise de pression droite de diamètre 4-6mm et coupée en sifflet – mesure aux bornes d'une résistance de 350 ohms.

La Figure VI.6 illustre le type de résultat obtenu. On constate que le signal n'est pas stable mais suit une évolution de type créneau, de période 7-8 secondes correspondant à la période de rafraîchissement de la mémoire analogique du capteur. On constate par ailleurs que le signal présente des valeurs erratiques. Ces erreurs, éloignées de 2 mm ou plus de la valeur moyenne (donc en dehors du bruit de mesure), sont facilement identifiables et filtrables.

L'incertitude de la mesure est estimée par l'écart-type de chroniques de pression enregistrées pendant 10 min au pas de la seconde. Les résultats figurent dans le Tableau VI.1.

Tableau VI.1 : Ecart-type de mesures obtenues avec différents protocoles de mesure et traitement.

Résistance	Prise de pression	Ecart-type des mesures brutes (cm CE)	Ecart-type des mesures filtrées (cm CE)
350ohms	droite 4-6mm sifflet	0,09	0,06
250ohms	droite 4-6mm sifflet	0,15	0,05
100ohms	droite 4-6mm sifflet	0,09-0,14	0,05-0,06
100ohms	droite 4-6mm trou	0,15	0,13
100ohms	droite 7-10mm biseau	0,14	0,09
100ohms	droite 7-10mm sifflet	0,18	0,08
100ohms	droite 3-4mm biseau	0,19	0,18
100ohms	coudée 4-6mm	0,09	0,04

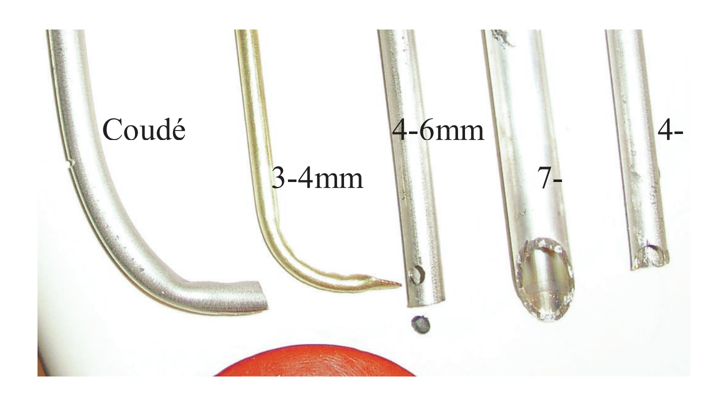


Figure VI.7 : Photographie des différentes formes de prise de pression testées.

On constate que la forme de la prise de pression et son diamètre ont un impact sur le bruit de mesure, ce qui est difficile à justifier. En revanche, la mesure n'est pas affectée par la longueur de la liaison pneumatique (ce qui est logique) et semble assez peu sensible à la résistance utilisée (le convertisseur A/N n'est pas limitant). Une fois la procédure de filtrage effectuée, les résultats montrent qu'on peut obtenir un écart-type de l'ordre de 0,5 mm avec une prise de pression de 4-6 mm de diamètre, coupée en sifflet (cf Figure VI.7 et Figure VI.8). Cette valeur est inférieure à l'incertitude-type issue de la précision annoncée par le constructeur (1,25 mm). Ceci confirme le fait que toutes les sources d'incertitude ne sont probablement pas prises en compte dans le protocole expérimental réalisé. Ceci montre aussi que l'incertitude liée à la chaîne d'acquisition (précision de la mesure de tension électrique par la CR10X, résolution A/N, incertitude sur la résistance) est négligeable devant l'incertitude liée au capteur.

Ces expériences ont également permis de mettre en évidence l'existence d'une erreur systématique (ou offset) dépendant de la prise de pression utilisée et du capteur (alors que ceux-ci ont été étalonnés par le constructeur). La cote vraie de la valeur zéro a été mesurée pour les deux systèmes de mesure utilisés sur le terrain (cf Tableau VI.2 et Figure VI.8). On notera que cette erreur n'intervient pas dans le calcul de l'incertitude.

Tableau VI.2 : offsets déterminés expérimentalement

Alphée 1 (n°99)+ prise de pression 1	Alphée 2 (n°100) + prise de pression 2
Z(p=0)=-2mm Le « zéro » se situe 2mm en dessous de l'extrémité inférieure de la sonde	Z(p=0)=-4,6mm Le « zéro » se situe 4,6mm en dessous de l'extrémité inférieure de la sonde

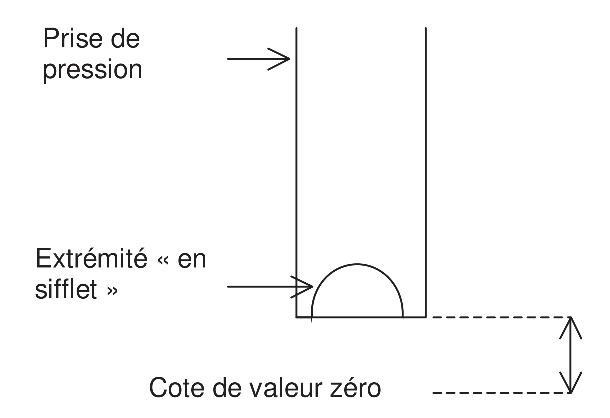


Figure VI.8 : Schéma illustrant l'offset des capteurs de pression et la forme des prises de pression utilisées.

En ce qui concerne le calcul du volume cumulé, on estime que l'incertitude associée à la mesure de l'intervalle de temps entre deux mesures de débit instantané est négligeable. En effet, chaque mesure de débit est horodatée au centième de seconde près.

2.2.1.3. Calcul de l'incertitude composée et de l'incertitude élargie sur le débit instantané

a/ Calcul de l'incertitude composée sur la mesure de hauteur d'eau

Les différentes variables intervenant dans la mesure de la hauteur d'eau au droit de la section jaugée du canal venturi (horizontalité du canal, position de la prise de pression dans le canal, hauteur d'eau mesurée) sont indépendantes et reliées par un modèle additionnel. On utilise la valeur de précision du capteur donnée par le constructeur et non celle mesurée expérimentalement et on néglige l'incertitude liée à l'automate CR10X. L'incertitude composée s'écrit donc :

$$U_c(H) = \sqrt{U\ (horizontalit\acute{e})^2 + U\ (position)^2 + U\ (mesure)^2}$$

$$U_c(H) = \sqrt{\left(\frac{1}{3}\right)^2 + \left(\frac{2}{3}\right)^2 + 1{,}25^2}$$

$$U_c(H) = 1{,}46\,mm$$

L'incertitude sur la mesure de hauteur d'eau par les bulles à bulles, élargie à 95 % de confiance est de ±2,9 mm. L'écart maximal (intervalle à 99,7 %) est de ±4,4 mm.

b/ Calcul de l'incertitude composée sur la mesure de débit ne tenant pas compte de l'incertitude sur l'équation de tarage

Dans un premier temps, on suppose que l'incertitude sur la relation de tarage est négligeable. Le débit *Q* est alors fonction d'une seule variable, la hauteur d'eau *H*, les coefficients *a* et *b* étant des constantes :

$$Q = aH^b = f(H)$$

$$\Rightarrow U_c^2(Q) = U_c^2(H)\left(\frac{\partial Q}{\partial H}\right)^2$$

$$= U_c^2(H)\left(abH^{b-1}\right)^2$$

$$= U_c^2(H)\left(\frac{Qb}{H}\right)^2$$

$$\Rightarrow \frac{U_c(Q)}{Q} = b \times \frac{U_c(H)}{H}$$

$$AN: \quad \left(\frac{U_c(Q)}{Q}\right)_{68\%} = \frac{2{,}31}{H(mm)}$$

Figure VI.9 : Incertitude relative sur la mesure de débit, élargie au seuil de 95 %, calculée en négligeant l'incertitude sur la courbe de tarage.

On constate que l'incertitude relative sur le débit mesuré diminue de façon exponentielle avec la valeur du tirant d'eau mesuré dans le canal jaugeur. L'incertitude élargie au seuil de 95 % reste inférieure à 20 % dans la plage de validité des équations d'étalonnage des deux canaux. L'incertitude absolue est représentée par la Figure VI.10.

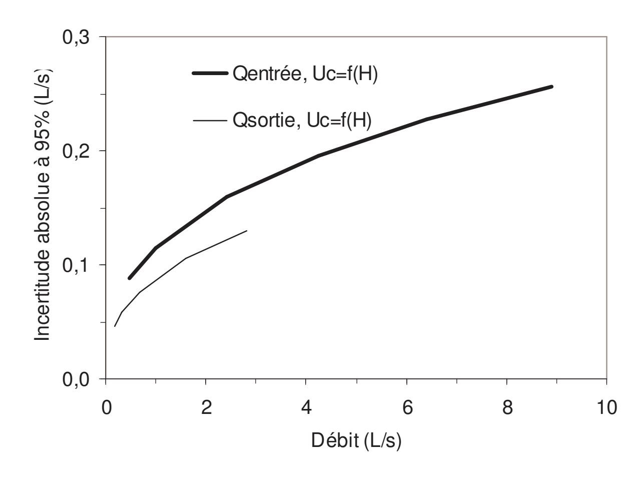


Figure VI.10 : Courbe d'incertitude absolue à 95 % sur la mesure de débit faite en entrée et en sortie, calculée en négligeant l'incertitude sur la courbe de tarage.

On constate que le gain de précision dans les faibles valeurs de débit lié à l'utilisation d'un canal de dimensions inférieures (venturi de sortie) n'est pas très important. L'intérêt de réduire les dimensions est surtout d'abaisser les limites inférieures de quantification et de détection.

c/ Calcul de l'incertitude composée sur la mesure de débit en tenant compte de l'incertitude sur l'équation de tarage

Dans un second temps, on souhaite tenir compte de l'incertitude sur l'équation d'étalonnage. Le débit Q est alors fonction de trois variables entachées d'incertitude : la hauteur d'eau H et les coefficients a et b (Bouyé et al., 2000). L'incertitude composée se calcule à partir de la formule générale :

$$Q = aH^b = f(H,a,b)$$

$$\Rightarrow U_c^2(Q) = U_c^2(a)\left(\frac{\partial Q}{\partial a}\right)^2 + U_c^2(H)\left(\frac{\partial Q}{\partial (H)}\right)^2 + U_c^2(b)\left(\frac{\partial Q}{\partial (b)}\right)^2$$

Mais le calcul du troisième terme de cette dernière équation nécessite un changement de variable, qui peut être fait directement sur la forme H^b. On utilise donc plutôt l'équation :

$$U_c^2(Q) = U_c^2(a)\left(\frac{\partial Q}{\partial a}\right)^2 + U_c^2(H^b)\left(\frac{\partial Q}{\partial (H^b)}\right)^2$$

Le changement de variable est le suivant :

$$\underbrace{\ln\left(H^b\right)}_{Y} = b\underbrace{\ln\left(H\right)}_{X}$$

$$\Rightarrow U_c^2(Y) = U_c^2(b)\left(\frac{\partial Y}{\partial b}\right)^2 + U_c^2(X)\left(\frac{\partial Y}{\partial X}\right)^2$$

$$= U_c^2(b)(\ln H)^2 + \left(\frac{U_c(H)}{H}\right)^2 b^2$$

$$or\, U_c^2(Y) = \left(\frac{U_c(H^b)}{H^b}\right)^2$$

$$\Rightarrow U_c^2(H^b) = H^{2b}(\ln H)^2 U_c^2(b) + H^{2b-2}b^2U_c^2(H)$$

$$\Rightarrow U_c^2(Q) = H^{2b}U_c^2(a) + a^2H^{2b}(\ln H)^2U_c^2(b) + a^2H^{2b-2}b^2U_c^2(H)$$

A cette expression s'ajoute un terme de covariance car les variables a et b ne sont pas indépendantes mais au contraire hautement corrélées (r≈-1) (Bouyé et al., 2000). L'expression complète est la suivante (Bouyé et al., 2000) :

$$U_c^2(Q) = H^{2b}U_c^2(a) + a^2H^{2b}(\ln H)^2U_c^2(b) + a^2H^{2b-2}b^2U_c^2(H) + 2aH^{2b}\ln(H)\operatorname{cov}(A,B)$$

$$\Leftrightarrow U_c^2(Q) = H^{2b}U_c^2(a) + a^2H^{2b}(\ln H)^2U_c^2(b) + a^2H^{2b-2}b^2U_c^2(H) + 2aH^{2b}\ln(H)rU_c(a)U_c(b)$$

$$\Rightarrow \frac{U_c(Q)}{Q} = \sqrt{\left(\frac{U_c(a)}{a}\right)^2 + (b\times\ln h)^2\left(\frac{U_c(b)}{b}\right)^2 + b^2\left(\frac{U_c(H)}{H}\right)^2 + \frac{2}{a}\ln(H)rU_c(a)U_c(b)}$$

$$A.N.: \quad U_c(a) = 0{,}01\times a$$
$$U_c(b) = 0{,}01\times b$$
$$U_c(H) = 1{,}46$$
$$r = -1$$

L'application de cette relation dans le calcul d'une incertitude relative élargie à un niveau de confiance de 95 % est illustrée par la Figure VI.11.

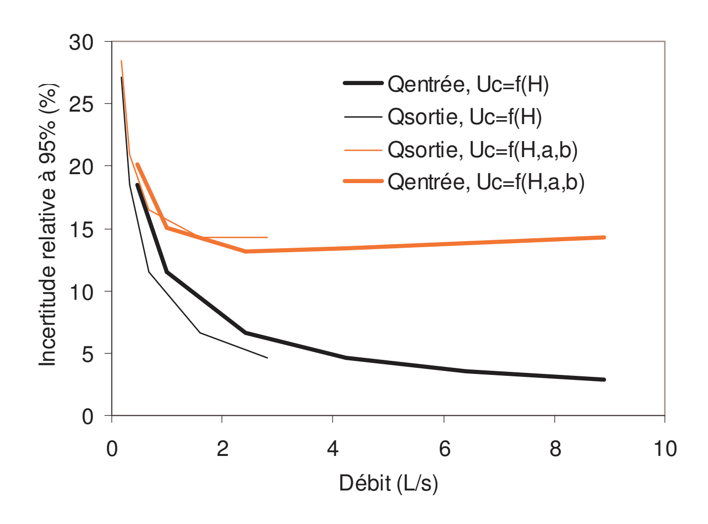


Figure VI.11 : Courbe d'incertitude relative à 95 % sur la mesure de débit, en fonction du tirant d'eau mesuré dans le canal jaugeur.

On note que l'incertitude d'étalonnage prédomine pour les forts débits et conduit à une incertitude globale relativement forte, de l'ordre de 15%. On sera prudent quant à l'utilisation de ces valeurs d'incertitude car l'information fournie par le constructeur relative à l'équation d'étalonnage est très partielle et a nécessité de faire des hypothèses arbitraires demandant en principe un travail d'évaluation expérimentale spécifique (Bouyé et al., 2000).

2.2.1.4. Calcul de l'incertitude composée et de l'incertitude élargie sur le volume cumulé

On fait l'hypothèse que les mesures successives de débit sont indépendantes. Cette hypothèse simplifie fortement le calcul mais elle conduit à une sous-estimation de l'incertitude. L'incertitude composée sur le volume total d'un événement se calcule alors comme suit :

$$U_c(V)^2 = \sum_i \left(U_c(\Delta V_i)\right)^2$$

Par ailleurs, l'incertitude sur chaque volume élémentaire se calcule de la façon suivante :

$$U_c(\Delta V_i) = \Delta t \times U_c(Q_i)$$

L'incertitude sur le volume cumulé se calcule donc par la relation :

$$U_c(V)^2 = \sum_i \left(\Delta t_i \times U_c(Q_i)\right)^2$$

$$\Rightarrow \left.\frac{U_c(V)}{V}\right|_{68\%} = \frac{\sqrt{\sum_i \left(U_c(Q_i)\right)^2}}{\sum_i Q_i} \quad si\ \Delta t = cst$$

$$avec\, U_c(V)_{95\%} = 2 \times U_c(V)_{68\%} \ et\ \left.\frac{U_c(V)}{V}\right|_{95\%} = 2 \times \left.\frac{U_c(V)}{V}\right|_{68\%}$$

2.2.2. Tensiométrie à mercure

2.2.2.1. Identification du mesurande et des incertitudes-type

Deux mesurandes peuvent être distingués : le potentiel matriciel exprimé au niveau de la bougie et la charge hydraulique exprimée dans le référentiel d'altitude local.

Les sources d'incertitude affectant la mesure de potentiel correspondent aux différents arguments intervenant dans le calcul des deux variables :

$$\begin{aligned} Potentiel &= Hauteur\ colonne\ d'eau - Valeur\ lue \\ &= Côte\ zéro\ réglette - Côte\ bougie - Valeur\ lue \\ &= (Côte\ sol\ réglette + Hauteur\ zéro) - (Côte\ haut\ de\ tube - Hauteur\ tube) - Valeur\ lue \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Charge\ hydraulique &= Potentiel\ matriciel + Potentiel\ gravitaire \\ &= Potentiel\ matriciel + Côte\ bougie \\ &= (Côte\ sol\ réglette + Hauteur\ zéro) - Valeur\ lue \end{aligned}$$

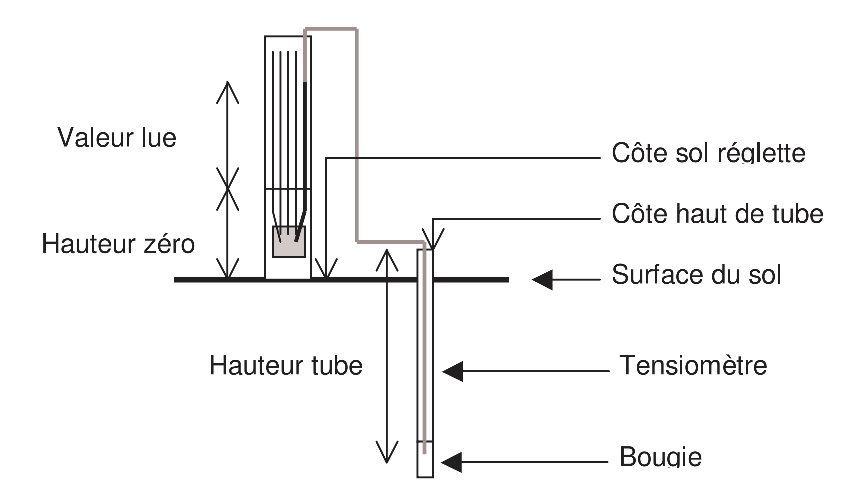


Figure VI.12 : Schéma de principe d'un système tensiométrique à mercure. Les flèches en trait fin représentent les différents relevés à faire pour calculer la variable potentiel ou charge.

Les sources d'incertitude sont donc :

- la lecture du niveau de mercure sur la réglette graduée
- le relevé des cotes au niveau à bulle, qui intervient deux fois dans le calcul du potentiel matriciel et de la charge hydraulique mais de façon différente.
- la mesure de la hauteur entre la surface du sol et le zéro de la réglette
- la mesure de la hauteur des tubes tensiométriques et leur verticalité, qui n'intervient pas dans le calcul de la charge hydraulique.

2.2.2.2. Quantification des incertitudes-type

- L'incertitude de lecture du niveau de mercure correspond à la résolution de la graduation : l'écart maximal est de ±2 mm. Etant donné que l'échelle graduée n'est pas juste à coté du point de lecture, on considère que l'écart maximal est égal à une graduation entière et non à une demi-graduation. Cette incertitude de résolution peut être associée à une distribution de type rectangle (équiprobabilité des valeurs sur la plage ±2 mm).
- L'incertitude associée aux mesures d'altitude au niveau à bulle correspond d'une part à la résolution de la graduation de la mire et d'autre part aux irrégularités du sol sur lequel on pose la mire. L'écart maximal associé à la graduation est de ±1 cm. L'écart maximal associé aux irrégularité du sol est de ±3 cm. On suppose que la distribution correspondant à l'incertitude de résolution est de type rectangle et que celle associée à l'incertitude sur le niveau du sol est normale. A noter que l'incertitude associée au niveau du sol n'intervient qu'une fois dans le calcul du potentiel, en relation avec la cote sol au niveau de la réglette et qu'elle intervient deux fois dans le calcul de la charge, en relation avec la cote sol de référence.
- L'incertitude du relevé de la distance verticale entre le sol et le zéro de la réglette correspond principalement aux irrégularités du sol. On estime que l'écart maximal associé est de ±3 cm et que la distribution est normale.

• L'incertitude associée à la hauteur de la colonne d'eau correspond à la mesure de la longueur totale du tube tensiomètre, à sa verticalité, et surtout au point pris pour référence au niveau de la bougie. Les deux premières sources d'incertitude sont négligeables devant cette dernière. En effet, une bougie mesure 6 cm de hauteur. On choisit d'exprimer le potentiel en son centre mais on génère ainsi une incertitude de résolution d'amplitude maximale ±3 cm. La distribution associée est rectangle.

2.2.2.3. Calcul de l'incertitude composée et de l'incertitude élargie

Les sources d'incertitude listées ci-dessus sont indépendantes et reliées de façon additionnelle. L'incertitude composée se calcule donc comme suit :

$$U_c(Potentiel) = \sqrt{\left(\frac{0,2}{\sqrt{3}}\right)^2 + 2\times\left(\frac{1}{\sqrt{3}}\right)^2 + \left(\frac{3}{3}\right)^2 + \left(\frac{3}{3}\right)^2 + \left(\frac{3}{\sqrt{3}}\right)^2}$$

$$U_c(Potentiel) = 2,4\ cm$$

$$U_c(Charge\ hydraulique) = \sqrt{\left(\frac{0,2}{\sqrt{3}}\right)^2 + 2\times\left(\frac{1}{\sqrt{3}}\right)^2 + 2\times\left(\frac{3}{3}\right)^2 + \left(\frac{3}{3}\right)^2}$$

$$U_c(Charge\ hydraulique) = 1,9\ cm$$

Les valeurs ci-dessus correspondent à un niveau de confiance de 68 %.

Les incertitudes absolues élargies sur la mesure du potentiel matriciel et de la charge hydraulique sont respectivement de 4,8 cm et 3,8 cm pour un niveau de confiance de 95 %.

Les valeurs correspondantes à 99,7%, c'est-à-dire les écarts maximaux correspondants, sont de 7,2 cm et 5,7 cm respectivement.

2.2.3. Piézométrie

2.2.3.1. Identification du mesurande et des incertitudes-type

Le mesurande est la cote piézométrique exprimée dans le référentiel d'altitude local. La profondeur de la nappe dans les tubes piézométriques est lue manuellement à l'aide d'un mètre gradué monté sur un flotteur. Les sources d'incertitude correspondent aux différents arguments intervenant dans le calcul de la cote piézométrique :

$$Côte\ piézométrique = Cote\ haut\ de\ tube - (H\ lue - H\ immersion)$$

Les sources d'incertitude sont donc :

- la lecture de la profondeur sur le mètre gradué
- la verticalité du mètre gradué
- la profondeur d'immersion du flotteur sous la surface libre, qui varie selon l'humidité du flotteur en polystyrène

- la détermination de la cote du tube piézométrique dans le référentiel local.

2.2.3.2. Quantification des incertitudes-type

- L'incertitude associée à la lecture du mètre est une erreur de résolution, d'écart maximal ±1 mm. La distribution associée est rectangle. Pour un des piézomètre qui a été endommagé, il faut aussi tenir compte d'une incertitude d'amplitude ±1 cm associée à la section du tube, coupée en biais. La distribution associée est rectangle.
- L'écart maximal associé à la verticalité du mètre est estimé à ±1 cm et la distribution associée est supposée normale.
- L'écart maximal associé à la détermination de la profondeur d'immersion du flotteur est estimé à ±1 cm. La distribution associée est supposée normale.
- L'incertitude associée au relevé des tubes piézométriques au niveau à bulle correspond au relevé de chaque tube et au relevé de la cote de référence. Comme précédemment, on considère une incertitude liée à la graduation de la mire (dans le relevé du tube et celui de la cote de référence) et et une incertitude liée aux irrégularités du sol au niveau de référence. L'écart maximal associé à la graduation de la mire est de ±1 cm et la distribution correspondante est de type rectangle. L'écart maximal associé aux irrégularités du sol est de ±3 cm et la distribution associée est supposée normale.

2.2.3.3. Calcul de l'incertitude composée

Les sources d'incertitude listées ci-dessus sont indépendantes et reliées de façon additionnelle. L'incertitude composée est calculé de la façon suivante :

$$U_c(Piézométrie) = \sqrt{\left(\frac{0,1}{\sqrt{3}}\right)^2 + \left(\frac{1}{\sqrt{3}}\right)^2 + \left(\frac{1}{3}\right)^2 + \left(\frac{1}{3}\right)^2 + 2\times\left(\frac{1}{\sqrt{3}}\right)^2 + \left(\frac{3}{3}\right)^2}$$

$$U_c(Piézométrie) = 1,5\ cm$$

La valeur ci-dessus correspond à un niveau de confiance de 68 %.

L'incertitude absolue élargie sur la mesure de la piézométrie est de 3 cm au niveau de confiance de 95 %.

La valeur correspondante à 99,7%, c'est à dire l'écart maximal correspondant, est de 4,5 cm.

2.2.4. Humidimétrie capacitive

2.2.4.1. Identification du mesurande et des incertitudes-type

Le mesurande est la teneur en eau volumique du sol, déterminée par des sondes Campbell CS616 (Campbell-Scientific, 2002) à partir de la vitesse de propagation d'une onde électromagnétique, traduite par une période d'oscillation d'un signal électrique. La période du

signal est mesurée par un automate CR10X. La teneur volumique en eau (TVE) est estimée à partir de la période X via une relation de calibration empirique de type quadratique : $TVE=a+bX+cX^2$. Les coefficients a, b et c sont issus d'un ajustement sur des points expérimentaux.

Les sources d'incertitude sont les suivantes :

- sources associées au capteur CS 616
  - la variabilité sol à sol correspondant à l'incertitude sur l'équation de calibration
  - la précision
  - la répétabilité
  - la résolution
- sources associées à l'automate CR10X : précision et résolution de la mesure de période.

2.2.4.2. Quantification des incertitudes-type

La fiche technique du constructeur (Campbell-Scientific, 2002) fait état des valeurs d'incertitude suivantes, que l'on assimile à des écarts maximaux :

- Variabilité sol à sol : ±0,5 % de TVE en sol sec et ±1,5 % de TVE en sol saturé. On peut supposer que la distribution associée est rectangle.
- Précision : ±2,5 % de TVE, auquel on peut associer une distribution normale.
- Répétabilité : 0,05 % de TVE, auquel on peut associer une distribution normale.
- Résolution : 0,1 % de TVE, auquel on peut associer une distribution rectangle.
- L'incertitude associée à la mesure de la période par l'automate est inconnue. On la supposera négligeable.

On note que la valeur d'incertitude associée à la précision pose question. On ne sait pas très bien ce que représente cette valeur car la précision de mesure de la période nous est apparue bien meilleure. Selon nous, la source principale d'incertitude est la relation de calibration. Viennent ensuite des facteurs tels que la structure du sol (volumes de vide, cailloux) et le positionnement de la sonde dans le sol (parallélisme des guides d'onde). Ces derniers facteurs n'interviennent pas sur la mesure de période mais sur la validité de la relation période-teneur en eau et induit une incertitude supérieure à la valeur de 1,5 % TVE, donnée pour l'incertitude « sol à sol ».

La valeur d'incertitude « sol à sol » pose également question : cette incertitude, que l'on comprend comme l'incertitude sur l'équation de calibration, dépend directement du fait qu'on ait réalisé une calibration ou non du capteur sur le sol étudié et si c'est le cas, du protocole de calibration utilisé. Il semble donc difficile d'annoncer une valeur a priori. Dans notre cas, nous avons réalisé un travail de calibration décrit dans l'annexe 4. Mais il nous est impossible de quantifier l'incertitude associée à ce protocole de calibration particulier.

Faute de temps, nous n'avons pas pu identifier et quantifier les différentes sources d'incertitudes. Nous nous baserons donc sur les données du constructeur.

2.2.4.3. Calcul de l'incertitude composée

Etant donné que toutes les sources d'incertitude fournies par le constructeur sont quantifiées en terme d'impact sur le résultat final, le calcul de l'incertitude composée se simplifie sous la forme additionnelle suivante (on utilise la valeur maximale de variabilité, correspondant à un sol saturé) :

$$U_c(TVE) = \sqrt{U_c(\text{var})^2 + U_c(préc)^2 + U_c(rép)^2 + U_c(res)^2}$$

$$U_c(TVE) = \sqrt{\left(\frac{0{,}015}{\sqrt{3}}\right)^2 + \left(\frac{0{,}025}{3}\right)^2 + \left(\frac{0{,}0005}{3}\right)^2 + \left(\frac{0{,}001}{\sqrt{3}}\right)^2}$$

$$U_c(TVE) = 1{,}2\ \%\ TVE$$

D'après les données constructeur, l'incertitude composée absolue à 68 % est de 1,2 % TVE, la valeur correspondante à un niveau de certitude de 95 % est de 2,4 % TVE et la valeur correspondante à un niveau de certitude de 99,7 % (intervalle d'incertitude maximale) est de 3,6 % TVE.

NB : si on suppose que les valeurs fournies par le constructeur ne sont pas des écarts maximaux mais des écarts au seuil de confiance de 95 % (comme préconisé par l'AFNOR), on a :

$$U_c(TVE) = \sqrt{\left(\frac{0{,}015}{\sqrt{3}}\right)^2 + \left(\frac{0{,}025}{2}\right)^2 + \left(\frac{0{,}0005}{2}\right)^2 + \left(\frac{0{,}001}{\sqrt{3}}\right)^2}$$

$$U_c(TVE) = 1{,}5\ \%\ TVE$$

L'incertitude absolue élargie sur la mesure de teneur volumique en eau est de 3,0 % TVE au niveau de confiance de 95 %.

La valeur correspondante à 99,7%, c'est à dire l'écart maximal correspondant, est de 4,5 % TVE.

2.2.5. Pluviométrie

2.2.5.1. Identification du mesurande et des incertitudes-type

Les deux mesurandes associés à la pluviométrie sont l'intensité instantanée et le volume cumulé. Les sources d'incertitudes affectant la mesure de volume sont :

- l'incertitude sur le volume des augets, associée à un positionnement non idéalement horizontal du pluviomètre

- les pertes liées au temps de basculement des augets, pendant lequel la pluie continue de tomber alors que l'auget n'est pas en position de collecte.

A cela s'ajoute, en ce qui concerne la mesure de l'intensité, les sources suivantes :

- l'intervalle de temps auquel est associé le remplissage d'un auget
- l'enregistrement du temps de basculement par l'automate CR10X

2.2.5.2. Quantification des incertitudes-type

- L'incertitude sur le volume des augets associée à l'horizontalité du pluviomètre est inconnue. On estime arbitrairement l'écart maximal à 5 %, sur la base de l'écart entre le volume a priori (0,2 mm) et le volume mesuré lors de l'étalonnage (0,203 mm) qui est de 1,5 %.
- L'incertitude associée aux pertes d'eau est de 4 % à 25 mm/h et de 8 % à 133 mm/h (Campbell-Scientific, 2001). On suppose que ces valeurs sont des incertitudes élargies à 95 % et que la distribution associée est normale. On considèrera une valeur moyenne de 6 %.
- L'incertitude sur l'intervalle de temps correspondant au remplissage d'un auget peut être assimilée à une incertitude de résolution correspondant au volume des augets. L'écart est donc de ±0,2 mm et la distribution associée est de type rectangle. L'écart correspondant sur le temps dépend de l'intensité de pluie.
- L'incertitude liée à l'enregistrement par l'automate est négligeable car le basculement est horodaté au centième de seconde près.

2.2.5.3. Calcul de l'incertitude composée

Les sources d'erreur listées ci-dessus affectant directement le résultat final de volume, l'erreur composée se calcule de façon additionnelle :

$$U_c(V) = \sqrt{\left(\frac{0{,}05\times 0{,}2}{3}\right)^2 + \left(\frac{0{,}06\times 0{,}2}{2}\right)^2}$$
$$= 0{,}00686\ mm$$

L'incertitude absolue sur la mesure de volume, élargie à un intervalle de confiance à 95 %, est de ±0,014 mm soit une incertitude relative de 7 %. On note que cette valeur ne concerne qu'un basculement et qu'un calcul quadratique équivalent doit être mené pour les cumuls par événement :

$$U_c(Vcum) = \sqrt{n \times U_c(V)^2} \quad = \sqrt{n} \times O,OO686$$
$$\frac{U_c(Vcum)}{Vcum} = \frac{1}{\sqrt{n}} \times 0{,}0338$$
$$\left(\frac{U_c(Vcum)}{Vcum}\right)_{95\%} = \frac{0{,}068}{\sqrt{n}}$$

où n est le nombre de basculements enregistrés pendant l'événement.

On note que l'incertitude relative diminue rapidement avec le volume de l'événement pour n'être plus que de 0,6 % pour un cumul de 20 mm, au seuil de 95 %.

2.3. Exemples d'application aux données expérimentales

A titre d'exemple, on calcule ici les incertitudes liées aux mesures faites lors de l'événement artificiel.

2.3.1. Incertitude sur les volumes injectés

On applique les formules établies précédemment pour calculer l'incertitude sur le volume cumulé en tenant compte de l'incertitude sur la mesure de la hauteur d'eau dans le canal jaugeur et de l'incertitude sur les coefficients de l'équation de tarage :

$$U_c(V)^2 = \sum_i \left(\Delta t_i \times U_c(Q_i)\right)^2$$

$$avec \quad U_c(Q) = \sqrt{H^{2b}U_c^2(a) + a^2H^{2b}(\ln H)^2U_c^2(b) + a^2H^{2b-2}b^2U_c^2(H) + 2aH^{2b}\ln(H)rU_c(a)U_c(b)}$$

Le résultat est illustré dans la Figure VI.13.

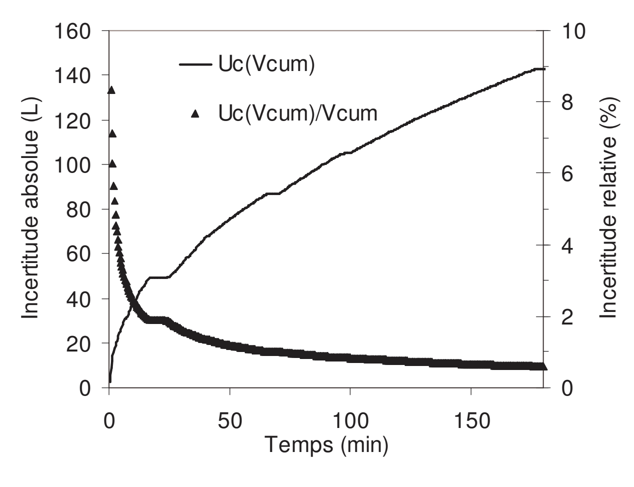


Figure VI.13 : Incertitudes absolues et relatives à 95 % sur le volume cumulé entré dans la placette.

L'incertitude sur le volume total entré dans la placette au cours de l'événement est faible. En valeur absolue, elle est de l'ordre de 68 Litres à la fin de la phase de dopage (6000 L) et de l'ordre de 140 Litres à la fin de l'événement (18000 L). Les valeurs relatives correspondantes sont inférieures à 2 % après 15 minutes. Il faut toutefois rappeler que les formules utilisées ne tiennent pas compte de la corrélation entre les mesures de débit successives. Ces valeurs doivent donc être considérées comme des valeurs minimales.

2.3.2. Incertitude sur les masses de Diuron et de Bromure injectées

Les masses de solutés injectées se calculent de la façon suivante :

$$M = \sum_i M_i = \sum_i C_i \times V_i$$

où M est la masse totale [M], C_i la concentration de la i-ème cuve [ML^{-3}] et V_i le volume de la i-ème cuve [L^3].

L'incertitude composée sur la masse totale se calcule, d'après la loi de propagation des erreurs, comme suit :

$$\begin{aligned} U_c^2(M) &= \sum_i U_c^2(C_i)\left(\frac{\partial M_i}{\partial C_i}\right)^2 + U_c^2(V_i)\left(\frac{\partial M_i}{\partial V_i}\right)^2 \\ &= \sum_i U_c^2(C_i) \times V_i^2 + U_c^2(V_i) \times C_i^2 \end{aligned}$$

Les concentrations en Diuron dans les cuves ont été déterminées par chromatographie, sans extraction ni concentration préalable (en injection directe). L'erreur de mesure correspond dans ce cas uniquement à l'intégration du chromatogramme et à l'incertitude associée à la courbe d'étalonnage du chromatographe. La première est supposée négligeable car les pics des chromatogrammes sont en général très nets. L'erreur liée à la courbe d'étalonnage (établie entre 10 et 6000 µg/L) correspond à l'erreur de linéarité liée à l'ajustement d'une relation linéaire sur des points non parfaitement alignés, et à l'erreur systématique d'analyse (écart entre la valeur mesurée et la valeur vraie en chaque point d'étalonnage). Ces erreurs ne sont pas constantes sur toute la gamme de mesure mais dépendent du niveau de concentration prospecté. Le laboratoire estime l'erreur globale d'étalonnage entre 3 % (point de vérification à 200 µg/L) et 9 % (point de vérification à 700 µg/L) suivant le niveau de concentration. Etant donné les niveaux de concentration mesurés dans les cuves (entre 30 et 100 µg/L), on considèrera une incertitude relative moyenne de 5 %.

Les concentrations en Bromure ont été déterminées par chromatographie ionique, après dilution des échantillons. L'incertitude relative globale de la mesure est, d'après le laboratoire, voisine de 5 %.

L'incertitude associée à la mesure du volume de chaque cuve $U_c(V_i)$ est estimée en divisant l'incertitude totale sur le volume de dopage calculé ci-dessus (68 L), par le nombre de cuve, soit une incertitude de ±8 L par cuve.

L'application numérique de la formule précédente est illustrée par la Figure VI.14 ci-dessous :

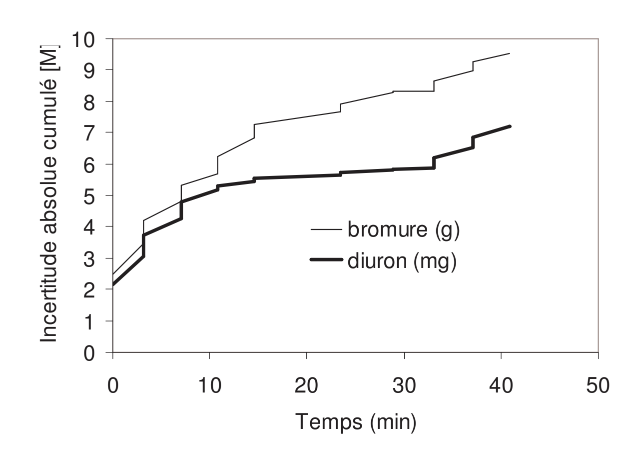


Figure VI.14 : Incertitude cumulée absolue élargie à 95 % sur les masses de soluté injectées.

On constate que l'incertitude sur les masses totales injectées pendant la phase de dopage sont de ±10 g pour le bromure et ±7 g pour le diuron.

2.3.3. Incertitude sur les volumes sortis du système par ruissellement de surface

On applique les mêmes formules que dans la partie 2.3.1. . Le résultat est illustré dans la Figure VI.15.

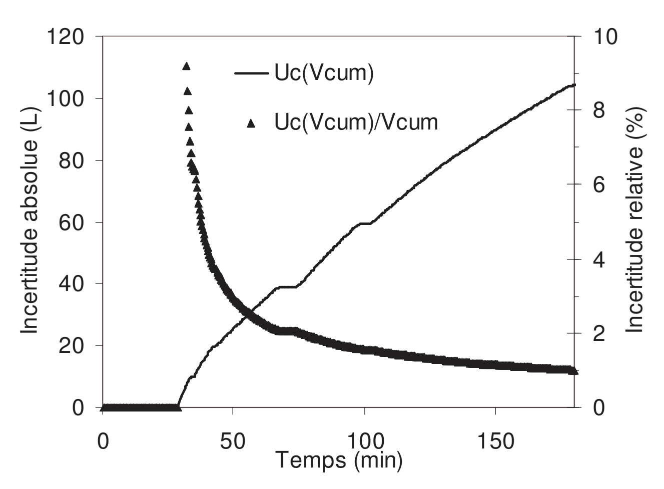


Figure VI.15 : Incertitudes absolues et relatives à 95 % sur le volume cumulé sorti de la placette par ruissellement de surface.

En valeur absolue, l'incertitude sur le volume cumulé est de 19 Litres à la fin de la phase de dopage et de l'ordre de 104 Litres à la fin de l'événement. Les valeurs relatives correspondantes sont inférieures à 5 % dix minutes après le début de l'écoulement et inférieures à 2 % 45 minutes après le début de l'écoulement. Il faut toutefois rappeler que les formules utilisées ne tiennent pas compte de la corrélation entre les mesures de débit successives. Ces valeurs doivent donc être considérées comme des valeurs minimales.

2.3.4. Incertitude sur le volume infiltré dans la placette

Le volume infiltré est calculé par la relation :

$$Infiltration = Ruiss.entré - Ruiss.sorti$$

L'incertitude type s'écrit donc :

$$U_c(Inf) = \sqrt{U_c^2(Ruiss.entré) + U_c^2(Ruiss.sorti)}$$

2.3.5. Incertitude sur le volume stocké dans la placette

Le volume stocké est calculé à partir des mesures d'humidité faites à différentes profondeurs, via la relation :

$$Stock = \Delta S_1 \times h_1 + \Delta S_2 \times h_2 + \Delta S_3 \times h_3$$
$$où \quad \Delta S_i = S_i(t) - S_i(t=0)$$

où ΔS_i est la variation de stock dans la couche i, h_i l'épaisseur de la couche i et S_i l'humidité de la couche i.

En première approximation, on néglige l'incertitude associée à l'épaisseur de chaque couche. L'incertitude sur le stock s'écrit donc :

$$U_c(Stock) = \sqrt{\sum_{i=1,3} U_c^2(\Delta S_i) \times h_i^2}$$
$$= \sqrt{\sum_{i=1,3} \left(U_c^2(S_i(t)) + U_c^2(S_i(t=0))\right) \times h_i^2}$$

où $U_c(S_i(t))$ est l'incertitude-type sur l'humidité de la couche i.

L'incertitude sur l'humidité d'une couche résulte de l'incertitude de chaque mesure (liée à l'instrument de mesure) et de l'incertitude lié au calcul d'une valeur moyenne pour toute la couche. La première source d'incertitude a déjà été évaluée via les données fournies par le constructeur (1,5 % TVE). La deuxième source d'incertitude est exprimée par l'écart-type des quatre mesures réalisées dans une même couche. On note que cet écart-type traduit aussi en partie l'incertitude sur la courbe d'étalonnage du capteur, résultant de l'hétérogénéité du sol et de la déformation éventuelle des guides d'onde. On a donc :

$$U_c^2(S_i) = 0{,}015^2 + \sigma_i^2$$

On note que l'incertitude sur chaque mesure d'humidité est négligeable devant l'incertitude liée à la variabilité spatiale des mesures dans une même couche.

2.3.6. Incertitude sur les flux latéraux de subsurface

Les flux latéraux sont estimés indirectement en faisant l'hypothèse de la conservation de la masse à l'échelle du système :

$$F.latéraux = Ruis.entré - Ruis.sorti - Percolation - Stock$$

L'incertitude associée à cette estimation s'écrit donc :

$$U_c(F.lat) = \sqrt{U_c^2(Ruis.entré) + U_c^2(Ruis.sorti) + U_c^2(Perco) + U_c^2(Stock)}$$

2.3.7. Incertitude sur les quantités de matière sorties du système par ruissellement de surface

L'incertitude composée sur la masse totale se calcule comme pour le flux entrant :

$$U_c^2(M) = \sum_i U_c^2(C_i) \times V_i^2 + U_c^2(V_i) \times C_i^2$$

Le volume élémentaire associé à chaque mesure de concentration est défini par la moitié de l'intervalle séparant la mesure considérée de la mesure précédente et par la moitié de l'intervalle séparant la mesure considérée de la mesure suivante.

L'incertitude analytique sur la concentration est supposée égale à 5 %. L'incertitude sur le volume élémentaire associé à chaque valeur de concentration est calculée selon la formule déjà présentée d'incertitude sur le volume cumulé quantifié par les débitmètres.

L'application numérique de la relation ci-dessus est illustrée par la Figure VI.16 :

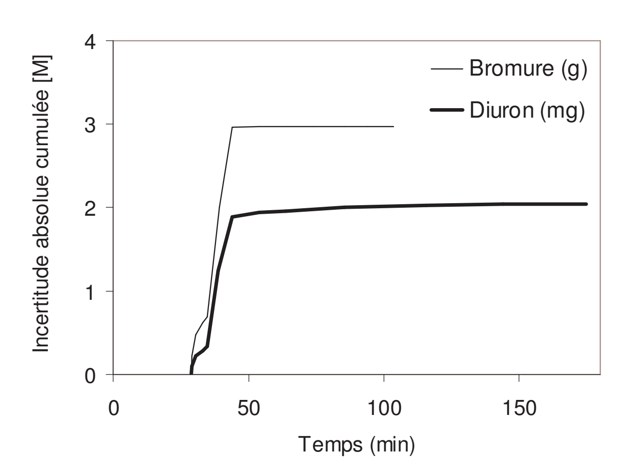


Figure VI.16 : Incertitude absolue élargie à 95 % sur les masses de soluté sorties par ruissellement.

Remarque : le calcul réalisé ne tient pas compte de l'incertitude induite par l'échantillonnage ponctuel d'une variable évoluant en continu. On suppose ici implicitement que le nombre et la position des échantillonnages permettent une bonne représentation du nuage de soluté dans le ruissellement sortant et donc que cette incertitude est négligeable. Or le caractère anguleux des courbes de concentration nous montre que l'échantillonnage n'est pas idéal. Cette source d'incertitude n'est pas quantifiable simplement. Pourtant c'est probablement la principale source d'incertitude affectant tout calcul de masse réalisé par intégration à partir de mesures de concentration ponctuelles.

3. Evaluation numérique du biais associé à la mesure de flux d'eau et de solutes dans le sol, à l'aide de lysimètres à mèche (projet d'article)

Jean-Guillaume Lacas*[1,2, 3], Marc Voltz[1], Philippe Cattan[2]

1. INRA, UMR L.I.S.A.H., 2 place Viala, 34060 Montpellier, France

2. CIRAD FLHOR, Station de Neuf Château, 97130 Capesterre Belle Eau, France

3. present address : CEMAGREF, UR Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions, 3 bis quai Chauveau, 69336 Lyon, France.

Corresponding author:
Tel. +33 (0)4 72 20 86 05
Fax +33 (0)4 78 47 78 75
lacas@lyon.cemagref.fr

Résumé :

Les lysimètres à mèche, qui échantillonnent l'eau saturée et non saturée du sol, ont montré leur capacité à mieux estimer les flux de percolation que les méthodes classiques. Ici, l'objectif est d'évaluer l'incertitude sur les flux mesurés par ces lysimètres à mèche. Deux sources d'incertitude sont examinées : celles associées aux hypothèses utilisées pour le dimensionnement des lysimètres à mèche et celles associées aux incertitudes expérimentales sur les paramètres nécessaires au dimensionnement. Les résultats sont obtenus avec un code numérique 2D résolvant l'équation de Richards pour représenter les flux non saturés, appliqué sur deux sols caractéristiques. Nous montrons que la méthode analytique de dimensionnement habituellement utilisée est appropriée mais d'intérêt limité puisque la perméabilité du sol doit être ajustée sur une fonction exponentielle. Nous montrons aussi que des erreurs significatives sur les flux observés apparaissent dès lors que les propriétés du sol et des mèches ne sont pas complètement identiques, ce qui est généralement le cas du fait d'une gamme limitée de mèches en fibre de verre. Les incertitudes sur la conductivité hydraulique du sol ont un impact important sur les mesures. Cette caractéristique doit donc être déterminée avec précaution, avant l'installation de tels systèmes. Par ailleurs, ce travail souligne le potentiel de la modélisation numérique 2D pour évaluer dynamiquement les performances des lysimètres à mèche et pour corriger le biais éventuel entre les flux draines et les flux réels dans le sol.

Mots clés : percolation, lysimètre à mèche, incertitude de mesure, modélisation

3.1. Introduction

Les flux verticaux d'eau et de solutés dans la zone non saturée du sol sont des variables qu'il est intéressant de connaître en hydrologie, pour différents buts, comme par exemple pour estimer la recharge d'une nappe ou un risque de contamination par des polluants. De telles variables permettent aussi de valider les modèles numériques de transferts. Elles sont alors plus intéressantes, car plus intégratrices, que les variables d'état telles que l'humidité du sol ou le potentiel matriciel. Cependant, peu de protocoles expérimentaux sont disponibles pour déterminer les flux d'eau et de solutés dans le sol et la plupart d'entre eux donnent des mesures peu représentatives.

Les tensiomètres sont souvent employés du fait de leur coût abordable et de la facilité d'installation et d'utilisation. Ils mesurent un potentiel local, qui permet de calculer un gradient local et, par l'utilisation de la loi de Darcy, d'estimer le flux (Sophocleous and Perry, 1985; Stephens and Knowlton, 1986). Néanmoins, la relation entre la conductivité hydraulique et le potentiel doit être déterminée. Ceci représente une source d'incertitude importante, notamment pour les faibles valeurs de flux (Flühler et al., 1976; Stephens and Knowlton, 1986) et du fait de la ponctualité de la mesure qui ne peut représenter la variabilité spatiale des flux. L'estimation des flux de solutés demande, en outre, de compléter ces mesures par une mesure de concentration.

Les bougies poreuses sont communément utilisées pour échantillonner les solutés présents dans l'eau du sol. Mais, comme pour les prélèvements de sol, les bougies poreuses échantillonnent principalement l'eau résidente, composée de la fraction immobile de l'eau du sol. Cette eau n'est donc pas représentative de la fraction mobile, qui est la variable d'intérêt dans les études de lessivage (Brandi-Dohrn et al., 1996b; Landon et al., 1999). De plus, seule une partie de la porosité peut être échantillonnée de par une aspiration limitée dans le temps (Grossmann and Udluft, 1991). Le volume de sol influencé par la bougie n'est d'ailleurs pas connu (England, 1974). Par ailleurs cette méthode modifie fortement les lignes de courant du fait de la forte aspiration nécessaire à l'extraction des échantillons (Boll et al., 1991; Grossmann and Udluft, 1991). Le manque d'intégration spatiale est également problématique dans les sols argileux bien structurés, ou pour les bougies installées proches de la surface du sol où des flux de ressuyage peuvent survenir dans des macropores et court-circuiter ainsi la bougie poreuse. Ceci induit un mauvais bilan de masse et une sous-estimation de la vitesse moyenne des solutés (Barbee and Brown, 1986; Fleming and Butters, 1995). Pour finir, la céramique est une matériau qui peut altérer significativement l'échantillon par des effets filtrants liés à la présence de colloïdes ou par sorption d'éléments trace tels que les pesticides (Domange et al., 2004; Grossmann and Udluft, 1991).

Les cases lysimétriques à pesée peuvent représenter une méthode alternative efficace pour mesurer la percolation (Parker and Van Genuchten, 1984), puisque la mesure est continue et réalisée sur une aire représentative (typiquement 1m²). Mais les coûts de

construction et de maintenance sont fortement limitants, tout comme le sont l'inévitable déstructuration du sol et la longue période de stabilisation qui suit (Keeney, 1986). De plus l'introduction d'une limite atmosphérique au fond de la case, peut induire une distorsion du pattern de flux puisque, comme démontré pour les lysimètres atmosphériques (Boll et al., 1991; Jemison and Fox, 1992), l'eau du sol doit atteindre une pression positive au niveau du collecteur, avant que le suintement commence.

Les lysimètres atmosphériques (aussi appelés lysimètres gravitaires), proposés initialement par *Jordan* (1968), diffèrent des cases lysimétriques à pesée par le fait que la collecte des flux est faite sur un volume non destructuré. Ceci est rendu possible par une aire de collecte réduite (typiquement 500 cm²) et une installation moins profonde qui permet de creuser un tunnel horizontal, depuis la paroi d'une tranchée, dans lequel le lysimètre est placé au le plafond. L'eau doit atteindre une pression positive à la profondeur du lysimètre pour être collectée. Ainsi, les flux macroporaux sont extraits de façon continue mais les flux non saturés ne sont collectés que partiellement et leur pattern est fortement modifié (Boll et al., 1991). En effet, cette limite atmosphérique induit l'apparition de gradients de potentiels qui dévient les flux non saturés (Boll et al., 1991; Jemison and Fox, 1992). L'efficacité des collecteurs dépend de la contribution des flux macroporaux et matriciels à la percolation. La plupart des efficiences publiées sont faibles, s'échelonnant de 45 à 58 % (Jemison and Fox, 1992), 13 à 42% (Boll et al., 1991), 17 à 36 % (Radulovitch and Sollins, 1987) et 40% (Zhu et al., 2002), démontrant une faible représentativité de la mesure.

Les lysimètres à mèche, introduits par *Brown et al.* (1986), représente une solution attractive par rapport aux autres systèmes. De conception similaire aux lysimètres atmosphériques (collecte sur une aire significative mais réduite, sous un volume de sol non destructuré, installation et utilisation facile et peu chère), leur intérêt provient de l'utilisation des propriétés capillaires d'une mèche en fibre de verre pour extraire des flux non saturés (Figure 1). La mèche en fibre de verre, sortant du plateau collecteur, agit comme un milieu poreux contenant une colonne d'eau et exerce une succion sur le sol sus-jacent, contrôlée par le régime de flux (Boll et al., 1992). Un tel lysimètre permet aussi une mesure hautement représentative des flux percolés puisqu'il recueille l'eau mobile de la matrice solide et l'eau des macropores (Landon et al., 1999) sur une gamme de pression allant de 0 à 10 kPa, de façon continue et sans source extérieure de vide. Mais le lysimètre doit être dimensionné avec soin pour minimiser la perturbation du régime de flux original. Des équations de dimensionnement ont été établies pour adapter la fibre de verre, l'aire du lysimètre, la longueur de mèche et le nombre de fibres au sol instrumenté et au régime typique de flux (Boll et al., 1992; Knutson and Selker, 1994; Rimmer et al., 1995). Plusieurs expérimentations de terrain, dans une large gamme de conditions, ont confirmé que les lysimètres à mèche donnent une estimation fiable des flux percolés, avec des efficiences de collecte proches de 100% (Boll et al., 1991; Brandi-Dohrn et al., 1996a; Louie et al., 2000; Zhu et al., 2002). De plus, les lysimètres à mèche sont bien adaptés à l'étude des transferts de solutés et particulièrement à l'étude du transport de pesticides puisque la fibre de verre n'affecte pas la

composition chimique des échantillons récoltés si elle est nettoyée comme recommandé par *Knutson et al.* (1993). Elle n'induit pas non plus de dispersion additionnelle ni de retard dans la courbe de propagation du soluté (Knutson and Selker, 1996; Poletika et al., 1992). Les lysimètres à mèche sont également utilisés dans des expériences de terrain pour déterminer les propriétés de transport de solutés à l'échelle de la parcelle (Boll et al., 1997; Brahy et al., 2000).

Même si les lysimètres à mèche sont largement utilisés pour déterminer les flux de percolation, il n'existe pas (à notre connaissance) de données concernant l'incertitude de mesure. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'incertitude sur la mesure du flux. D'après nous, deux sources d'erreur existent :

- les fortes hypothèses faites pour établir les règles analytiques de dimensionnement existant dans la littérature
- l'erreur expérimentale associée aux paramètres utilisés pour le dimensionnement ou associés à la procédure d'installation des lysimètres sur le terrain.

Nous présentons ici, dans une première partie, une méthode de dimensionnement classiquement utilisée dans la littérature. Les potentielles sources d'erreur, théoriques et expérimentales, sont listées. Dans une deuxième partie, nous décrivons la méthodologie numérique développée et les cas étudiés pour évaluer l'incertitude sur les flux. Dans la dernière partie nous présentons et discutons les résultats obtenus quant à l'incertitude existant sur la mesure des flux avec un lysimètre à mèche.

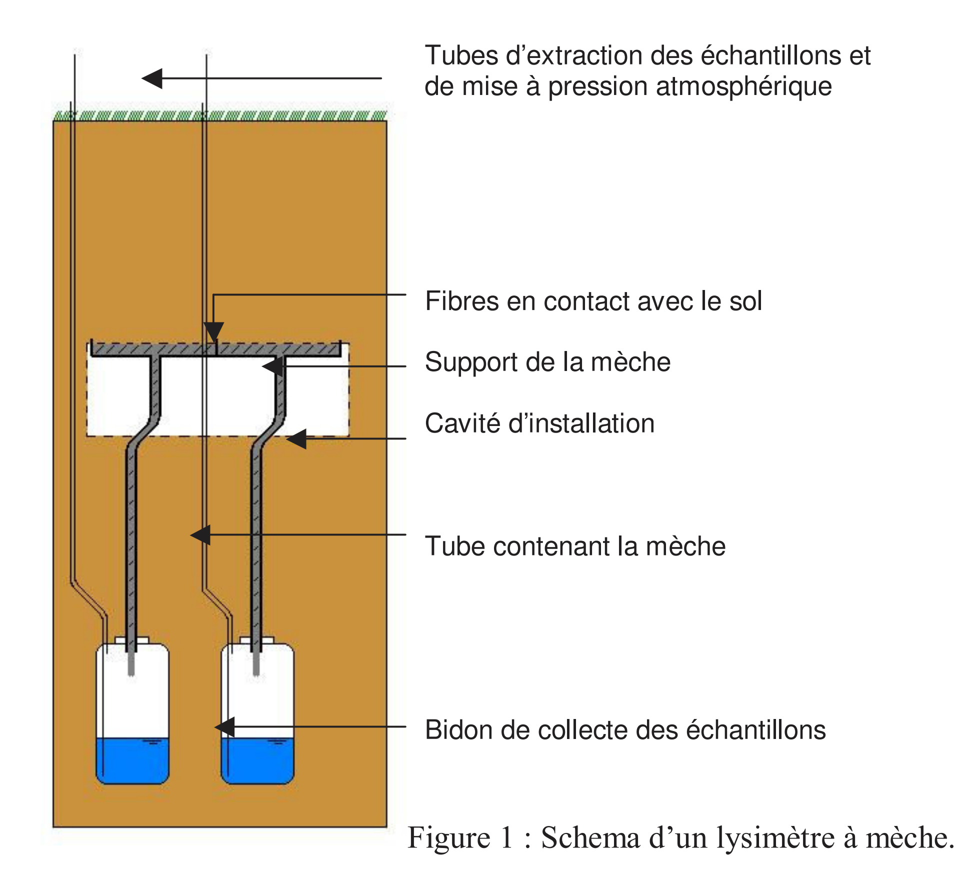


Figure 1 : Schema d'un lysimètre à mèche.

3.2. Définition du problème : presentation des sources d'incertitude potentielles

3.2.1. Aspects théoriques : commentaries sur la méthode de *Knutson and Selker* (1994)

Nous nous basons sur ces équations car ce sont les plus largement utilisées. En effet, les développements ultérieurs de *Rimmer* (1995) restent peu utilisés et conduisent à des résultats assez similaires. Ces équations s'appuient de façon classique sur l'équation de diffusivité de *Richards*. La résolution de cette équation dépend des modèles mathématiques utilisés pour décrire les relations d'état reliant potentiel matriciel et teneur en eau *h(θ)*, conductivité hydraulique et teneur en eau *K(h).* Plusieurs modèles mathématiques plus ou moins complexes ont été proposés dont une loi exponentielle (Gardner, 1958) :

$$K(h) = K_s \quad e^{ah} \qquad (1)$$

où K [L.T^{-1}] est la conductivité hydraulique, h [L] est le potential matriciel, K_s [L.T^{-1}] est la conductivité hydraulique à saturation et a [L^{-1}] est un paramètre empirique.

L'intérêt de cette forme est de permettre une résolution exacte de l'équation de Richards dans le cas d'un écoulement mono-dimensionnel permanent. Cette résolution aboutit à l'équation suivante (Gardner, 1958) :

$$z = h + \frac{1}{a} \ln\left(K_s + q\, e^{-ah}\right) + \beta \qquad (2)$$

où z [L] est la coordonnée verticale, q [L.T^{-1}] est le flux d'eau descendant et β est une constante d'intégration à évaluer à partir des conditions aux limites.

On en déduit notamment l'équation permettant de calculer le profil de potentiel dans un sol en équilibre avec une nappe ($h_{z=0}=0$) (Gardner, 1958) :

$$h = \frac{1}{a} \ln\left[\exp(a\, z)\left(\frac{q}{K_s} + 1\right) - \left(\frac{q}{K_s}\right)\right] \qquad (3)$$

Où z [L] est maintenant l'altitude au-dessus de la nappe.

On en déduit également le profil d'un sol à gradient unité, autrement dit à potentiel matriciel uniforme, représentatif d'une nappe infiniment éloignée :

$$h = \frac{1}{a} \ln\left[\frac{-q}{K_s}\right] \quad (4)$$

Les équations ci-dessus s'appliquent également au cas d'un lysimètre à mèche si on fait l'analogie entre la mèche en fibre de verre, dont l'extrémité inférieure est à la pression atmosphérique, et un milieu poreux en équilibre avec une condition de potentiel nul (i.e. une nappe) à sa base (Knutson and Selker, 1994; Knutson and Selker, 1996). L'équation [3] peut alors être réécrite pour décrire le potentiel de succion exercé en tête de mèche (Knutson and Selker, 1994; Rimmer et al., 1995).

$$h_{wick} = \frac{1}{a_w} \ln\left[\exp(a_w L_w)\left(q_s \frac{A_s}{A_w K_{wsat}} + 1\right) - \left(q_s \frac{A_s}{A_w K_{wsat}}\right)\right] \quad [3bis]$$

où h_{wick} [L] est le potentiel en tête de mèche, q_s [L.T^{-1}] est le flux dans le sol ; a [L^{-1}] et K_{sat} [L.T^{-1}] sont la constante de Gardner et la conductivité à saturation du matériau (indice w pour la mèche, indice s pour le sol) ; L_w [L] et A_w [L^2] sont la hauteur et la section de mèche et A_s [L^2] la section de contact entre mèche et sol.

Le dimensionnement d'un lysimètre consiste à comparer les potentiels donnés par les équations [4] et [3bis]. Ainsi, pour un sol donné (a_s ; $K_{s\ sat}$) et une gamme de flux q_s probables, il s'agit d'ajuster les variables a_w, K_{sat}, L_w, A_w et A_s, autrement dit de choisir un modèle de mèche en fibre de verre et de calculer la section à donner au lysimètre et/ou le nombre de mèches pour que le potentiel en tête de mèche soit identique à celui du sol à la même profondeur.

A ce stade, on se doit de rappeler que ces développements analytiques n'ont été possibles que grâce à des hypothèses fortes, qui limitent sévèrement l'applicabilité de ce protocole.

(1) La conductivité hydraulique du sol et de la mèche est supposée suivre la loi exponentielle de Gardner. Or s'il a été montré que cette loi permettait de bien représenter les propriétés des mèches en fibres de verre (Knutson and Selker, 1994), on constate généralement qu'avec seulement deux paramètres à ajuster, elle ne permet pas de représenter les propriétés hydrodynamiques des sols de manière satisfaisante.

(2) On suppose l'existence d'un gradient unitaire de potentiel dans le sol. Or cette hypothèse est généralement fausse, notamment si le lysimètre est proche d'une nappe ou de la surface du sol. *Louie et al.* (2000) montrent ainsi qu'un lysimètre dimensionné comme décrit ci-dessus peut surestimer les flux de 25% s'il se trouve proche d'une nappe. L'hypothèse de gradient unité est également discutable du fait de la continuité du potentiel à l'interface sol/mèche : la mèche influence le potentiel du sol (Rimmer et al., 1995).

(3) L'écoulement est supposé permanent. Or les écoulements dans les sols sont en général fortement transitoires et ne peuvent être assimilés à une succession d'états permanents.

(4) L'écoulement est supposé monodimensionnel. Or les gradients de potentiel induits par une éventuelle anomalie de dimensionnement s'expriment dans les trois directions de l'espace et ne peuvent être pris en compte dans une approche mono-dimensionnelle.

Enfin, cet outil analytique permet d'estimer le biais sur le potentiel (écart entre le potentiel en tête de mèche et le potentiel du sol) donc de prévoir si la mèche va perturber (convergence ou divergence des flux) ou non l'écoulement dans le sol. Mais il ne permet pas de quantifier l'erreur correspondante sur les quantités d'eau et de soluté récoltées. Ceci empêche toute correction a posteriori de la mesure. La seule façon pour évaluer la justesse d'une mesure lysimétrique est pour le moment de calculer le rapport entre le volume mesuré in-situ et un volume de drainage théorique calculé à partir d'un bilan hydrique. Ceci est toujours délicat en raison de l'imprécision de la détermination des termes du bilan (Louie et al., 2000).

Nous souhaitons donc quantifier l'impact de ces hypothèses simplificatrices sur la mesure des quantités d'eau. On envisage pour cela de tester un lysimètre dimensionné sur la base des équations ci-dessus, dans une situation réelle de fonctionnement, c'est à dire avec des gradients de potentiels quelconques dans le sol (hyp. 2), pour des écoulements transitoires (hyp. 3) et avec continuité du potentiel entre la mèche et le sol alentour (interactions 3D) (hyp.4). L'impact de l'hypothèse (1) n'est pas évalué directement (il est évident qu'un dimensionnement réalisé sur la base d'un ajustement incorrect ne peut être satisfaisant) mais les autres tests fourniront des arguments la concernant.

3.2.2. Aspects expérimentaux

En supposant que les équations de dimensionnement proposées par *Knutson and Selker* (1994) sont valides, celles-ci s'appuient sur plusieurs « paramètres d'entrée » caractéristiques, propriétés hydrodynamiques du sol (a_s ; K_s) et de la mèche (a_w ; K_{wsat}), section de la mèche (A_w), dont la valeur est connue à une incertitude près. On envisage donc de quantifier l'erreur propagée par chacun de ces paramètres. En effet, une erreur sur l'un de ces facteurs induit un mauvais dimensionnement et *in fine* une mauvaise mesure des flux de percolation. On propose donc de simuler une erreur sur chacun de ces paramètres pour ensuite évaluer son impact sur le fonctionnement du lysimètre ainsi « mal dimensionné », dans une situation réelle. Cette évaluation se fait en quantifiant l'erreur sur le flux collecté par la mèche. On simule ainsi une erreur intervenant sur les paramètres K_s, K_{wsat} et A_w en se basant sur des valeurs probables issues de l'expérience ou de la littérature : les propriétés de conductivité d'un sol et notamment la conductivité hydraulique à saturation, sont généralement entachées d'une incertitude importante, que ce soit dû à la précision de la méthode de détermination

elle-même ou à l'hétérogénéité naturelle des sols. Nous avons donc simulé la propagation d'une incertitude probable de facteur 0,1 à 10 sur le paramètre « Ks de sol ». Nous avons simulé une incertitude inférieure, de facteur 0,5 à 2, sur le paramètre « Ksat de mèche » obtenu dans la littérature (Knutson and Selker, 1994), en supposant une faible variabilité des propriétés des mèches, qui sont des produits manufacturés. Nous avons également testé une incertitude de ±0,5 à ±1 mm sur la mesure du rayon de mèche, qui correspond selon nous à une valeur probable sur la donnée obtenue dans la littérature (Knutson and Selker, 1994).

Dans un second temps, on suppose que le lysimètre a été dimensionné sur la base de paramètres d'entrée justes, mais qu'une erreur intervient lors de son installation. Cette erreur peut concerner selon nous les paramètres A_s et L_w. En effet, il se peut que toute la surface du lysimètre ne contribue pas effectivement à la collecte des flux, soit en raison d'un mauvais contact entre le collecteur et le sol sus-jacent, soit en raison de la couverture non uniforme de la surface du collecteur par les fibres de verre. Nous avons testé pour cela une incertitude arbitraire de ±20 à ±40 % sur la surface de collecte, qui correspond selon nous à une valeur probable. Il se peut également que la longueur effective de la mèche diffère légèrement de la valeur calculée. Nous avons testé pour cela une incertitude probable de ±1 à ±3 cm sur la détermination de la hauteur de mèche. Enfin, on constate que l'excavation dans laquelle se trouve le lysimètre a en général des dimensions supérieures à celles du collecteur (Boll et al., 1991; Brandi-Dohrn et al., 1996a; Holder et al., 1991; Zhu et al., 2002), ceci pour faciliter le déblaiement lors de l'installation et pour éloigner le lysimètre de la tranchée. Cette surface excédentaire représente une interface horizontale à potentiel atmosphérique interceptant les flux verticaux et peut être le lieu d'une accumulation d'eau dont le potentiel tend vers la saturation (Boll et al., 1991; Jemison and Fox, 1992). Nous avons donc choisi de tester aussi l'impact de cette surface, représentée sous forme d'un anneau à potentiel zéro concentrique du collecteur. Les surfaces testées, entre 10 et 100% de la surface du lysimètre, ont été choisies sur la base des descriptions faites dans la littérature.

3.3. Méthode

3.3.1. Principes généraux

L'estimation de l'incertitude d'origine théorique a été réalisée numériquement, afin de tester individuellement chaque source d'incertitude, ce que ne permet pas une expérimentation in-situ. Le modèle numérique utilisé sert de référence. En effet, en comparaison de l'outil analytique que nous souhaitons évaluer (Knutson and Selker, 1994), le modèle utilisé a permis de résoudre l'équation de Richards sans faire d'hypothèse simplificatrice a priori. Nous rappelons que ces hypothèses concernent la nature des écoulements (leur caractère transitoire ou permanent), la géométrie des processus (1D, 2D ou 3D), la nature des relations d'état (forme des équations $\theta(h)$ et $K(h)$) et les conditions aux limites (nappe infiniment éloignée ou proche, imperméable, ponding ou flux en surface). De plus, l'équation de Richards est résolue à chaque pas de temps, sur l'intégralité du domaine

intégrant la couche de matériau sol et la couche de matériau en fibre de verre (cf Figure 2) : ceci garantit la continuité des potentiels et des flux à l'interface sol/mèche. La seule hypothèse implicite concerne donc la validité de la loi de Darcy à représenter les écoulements dans le milieu : les écoulements de type macroporal, non darciens, sont supposés non significatifs. L'impact des hypothèses théoriques est évalué à travers le fonctionnement de deux systèmes sol+mèche préalablement dimensionnés suivant ce protocole, dans une situation réaliste.

Pour évaluer l'incertitude d'origine « expérimentale », nous avons simulé des erreurs possibles successivement sur tous les paramètres clés intervenant dans le dimensionnement ou la réalisation d'un lysimètre capillaire. L'impact est évalué par comparaison avec le système sol+mèche « de référence » (sans erreur), en se basant sur les flux simulés en sortie de mèche.

3.3.2. L'outil de calcul numérique

L'outil de calcul numérique est le code Hydrus 2D, qui résout l'équation de Richards en milieu variablement saturé, par un schéma de résolution en éléments finis (Simunek et al., 1999). Ce code permet, entre autres, l'utilisation du modèle hydrodynamique de van Genuchten (1980). Nous l'avons utilisé pour décrire les flux d'eau dans un volume de sol d'échelle métrique, comportant un lysimètre à mèche en fibres de verre (cf Figure 2). Il permet notamment de calculer les débits instantanés récupérés par ce type de dispositif. Le même modèle numérique est utilisé pour calculer les flux de percolation dans un volume de sol sain servant de référence (cf Figure 2). L'impact éventuel du lysimètre est caractérisé par comparaison de ces deux configurations.

Les lignes de courants autour du lysimètre peuvent être a priori affectées dans les 3 dimensions de l'espace. Cependant, on choisit d'étudier un système à symétrie cylindrique : un volume de sol avec un lysimètre en son centre. Ce choix permet de représenter un système 3D par sa section 2D (cf Figure 2) et donc de limiter la difficulté de résolution numérique, sans faire d'hypothèse limitante sur la symétrie des flux. On suppose ainsi que la pente du terrain est nulle ou très faible et que l'apport de pluie est homogène, ce qui reste représentatif d'un certain nombre de situations observées sur le terrain.

Les conditions imposées aux limites du domaine sont représentées sur la Figure 2.

Les maillages utilisés pour décrire le domaine sont hétérogènes, avec des mailles triangulaires de dimensions caractéristiques variant entre quelques millimètres et plusieurs centimètres entre les zones supposées soumises à de forts gradients ou de géométrie complexe, et les autres. Les simulations ont été réalisées de façon à obtenir une erreur relative sur le bilan de masse de l'ensemble du domaine (Simunek et al., 1999) qui reste toujours inférieure à 5 %.

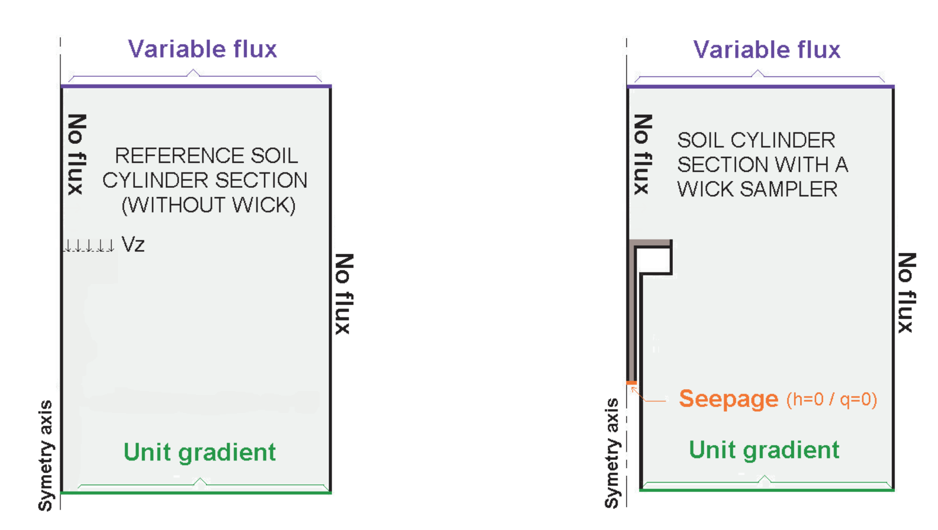


Figure 2 : Conditions aux limites utilisées par le modèle de référence et le modèle instrumenté.

3.3.3. Cas d'application

Données de pluie

La chronique de pluie utilisée en entrée du modèle provient du site expérimental du CIRAD de Neuf Châteaux, en Guadeloupe, dans les petites Antilles françaises (latitude 16°04'42"N, longitude 61°36'22"O, altitude 255m). La chronique a été mesurée entre le 13 et le 27 octobre 2001 (342h). Elle a été choisie pour la diversité des régimes de précipitations. Celle-ci comprend 4 jours de précipitations particulièrement intenses (>80mm/h for 1 min) , suivis de 7 jours secs ou presque puis d'une nouvelle période humide de 3 jours (cf Figure 3). Le cumul des précipitations sur la période est de 300 mm.

Données de sol et de mèche

Nous avons souhaité évaluer les hypothèses (2) à (4) citées précédemment (gradient unitaire, écoulement permanent, écoulement monodimensionnel), indépendamment de l'hypothèse (1) (conductivité exponentielle). Pour cela, nous avons travaillé avec deux sols correctement décrits par le modèle de *Gardner* (1958), l'Ida Silt Loam et le Rehovot Sand (Knutson and Selker, 1994). Nous avons réalisé un ajustement des fonctions de *van Genuchten* (1980) directement sur les paramètres de *Gardner* (1958) utilisés par *Knutson and Selker* (1994) pour décrire la courbe *K(h)* et sur les données expérimentales d'origine (Mualem, 1976) pour décrire la courbe $\theta(h)$, ceci afin de ne pas introduire de biais lié à l'hypothèse (1). Les paramètres ajustés figurent dans le Table 1.

Material		θ_s	θ_r	α	n	m	K_s	a (Gardner)
		($cm^3.cm^{-3}$)	($cm^3.cm^{-3}$)	(cm^{-1})	(-)	(-)	($cm.h^{-1}$)	(cm^{-1})
Ida silt loam	$h(\theta)$	0.53	0.00	0.012	1.38	0.28		
	$K(h)$	0.53	0.00	0.028	2.1	0.52	1.5	0.067
Rehovot sand	$h(\theta)$	0.43	0.00	0.07	1.9	0.47		
	$K(h)$	0.43	0.00	0.044	3.4	0.71	27.5	0.1574

Table I : Paramètres hydrauliques (Mualem-van Genuchten) ajustés sur les paramètres du modèle de Gardner *K(h)* (Knutson and Selker, 1994) et sur les données de *Mualem* (1976) pour la courbe $h(\theta)$.

Les mèches utilisées sont les modèles ½-inch (n°1381) de la Pepperell Braiding Co. et 3/8-inch medium density (n°10-863KR-02) de Amatex Company. Les matériaux en fibre de verre ont déjà été caractérisés dans la littérature (Knutson and Selker, 1994). Ces résultats sont utilisés pour ajuster les paramètres du modèle hydrodynamique de van Genuchten (Tableau II).

Material		θ_s ($cm^3 cm^{-3}$)	θ_r ($cm^3 cm^{-3}$)	α (cm^{-1})	*n* (-)	*m* (-)	K_s ($cm\ h^{-1}$)	*a (Gardner)* (cm^{-1})
Pepperell company	$h(\theta)$	0.63	0.00	0.044	2.8	0.643		
1/2-inch	*K(h)*	0.63	0.00	0.04	2.0	0.5	1168	0.098
Amatex company	$h(\theta)$	0.672	0.00	0.022	2.5	0.6		
3/8-inch Med. Density	*K(h)*	0.672	0.00	0.025	1.9	0.47	460	0.066

Table II : Paramètres hydrauliques (Mualem-van Genuchten) ajustés sur les courbes utilisées par (Knutson and Selker, 1994), pour décrire les mèches

Les dimensions données aux lysimètres résultent de l'application du protocole analytique de dimensionnement que l'on souhaite évaluer (Knutson and Selker, 1994) ; elles sont rappelées dans le tableau III. On note qu'il n'a pas été possible de trouver de mèche aux propriétés adaptées au Rehovot Sand.

Soil type	Ida Silt Loam	Rehovot Sand
Wick type	Amatex company 3/8-inch Med. Density	Pepperell company 1/2-inch
Wick section (cm^2)	0.74	1.65
Wick length (cm)	80	45
Collection area (cm^2)	225	75

Table III : Configurations sol-mèche testées (Knutson and Selker, 1994). Valeurs de référence pour l'analyse de sensibilité.

On choisit arbitrairement de modéliser des lysimètres installés à 60 cm sous la surface. L'état initial, inspiré de mesures tensiométriques faites sur le terrain, suppose un potentiel matriciel uniforme de –50 cm.

3.4. Résultats et discussion

3.4.1. Evaluation d'un lysimètre dimensionné selon la méthode de Knutson and Selker (1994)

La Figure 3 montre les flux instantanés simulés par le modèle en sortie de la mèche en fibre de verre, pendant la période considérée et les flux instantanés simulés par le modèle de sol non instrumenté servant de référence, à la profondeur 60 cm. Cette figure montre que les flux de percolation à 60 cm de profondeur sont hautement variables dans le temps, même s'ils présentent une inertie par rapport au régime pluviométrique (les résultats obtenus avec le Rehovot sand sont similaires et ne sont pas présentés par souci de clarté). On constate que le lysimètre à mèche permet effectivement de rendre compte de ces flux en continu.

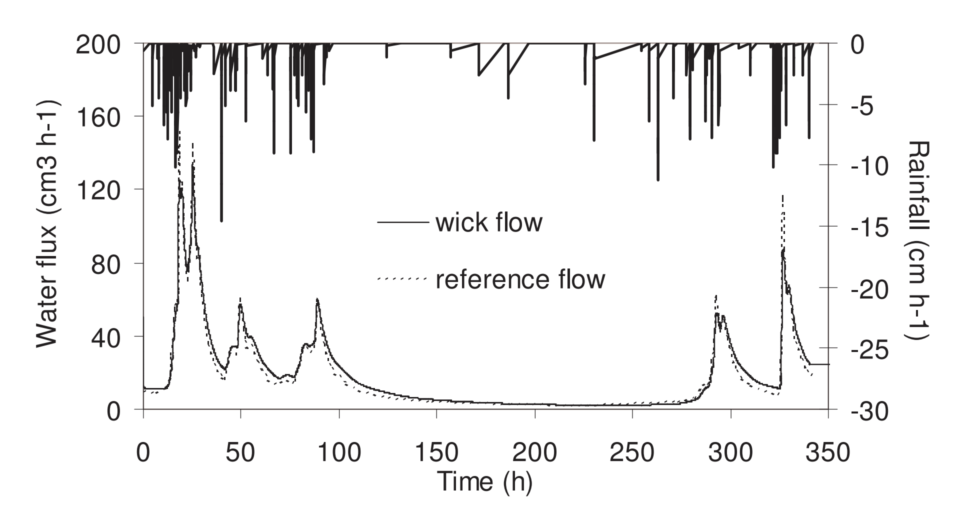


Figure 3 : Flux simulés pour le Ida Silt Loam et la mèche Amatex 3/8MD.

Les Figures 4A et 4B permettent de comparer pour les deux configurations sol + mèche testées, les flux simulés par les deux types de modèle représentant le même volume de sol respectivement avec et sans lysimètre. On constate que la présence du lysimètre ne perturbe pas significativement les écoulements dans le sol Ida Silt Loam (Figure 4A) : les flux transitant à travers la mèche représentent 106 % des flux qui transiteraient dans le sol à cette profondeur en l'absence de lysimètre. Pour le Rehovot Sand, on constate que le biais est plus important, autour de 20 % (Figure 4B). Le lysimètre surestime donc les flux de percolation de 20 %, en induisant une convergence significative des lignes de courant. Ce résultat s'explique par le fait que les propriétés hydrauliques des sols et des mèches ne correspondent pas, malgré l'ajustement des paramètres L_w, A_w et A_s (cf Figure 5). Dans les deux cas, le lysimètre est globalement plus conducteur que le sol, ce qui engendre des potentiels plus bas dans la mèche donc des gradients centripètes. On constate aussi que le biais sur les conductivités est largement supérieur dans le cas du système Rehovot sand+Peperell 1/2, ce qui est cohérent avec l'erreur constatée sur les flux. On peut donc conclure que pour permettre un échantillonnage non biaisé, les matériaux sol et mèche doivent déjà avoir des courbes de

conductivité parallèles sur la gamme de potentiel explorée par le lysimètre [0-L_w]. A noter que lorsqu'on utilise le modèle de Gardner (i.e. le protocole de *Knutson and Selker* (1994)), ceci se voit immédiatement grâce au coefficient *a* représentant la pente de la courbe *K(h)* (Rimmer et al., 1995).

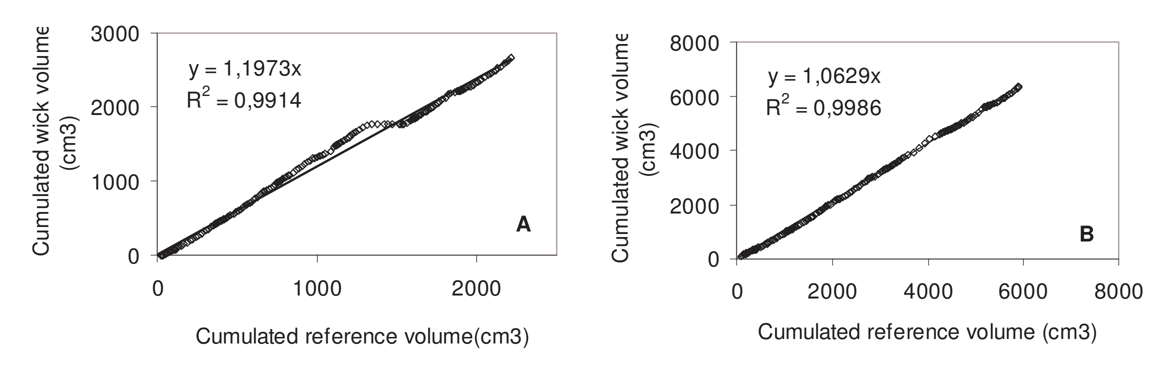


Figure 4 : Comparaison des flux simulés entre le modèle de référence et le modèle avec mèche, pour le Ida silt loam (B) et le Rehovot sand (A).

En conclusion, nous avons montré que la formule analytique proposée par *Knutson and Selker* (1994), bien qu'établie en régime permanent et mono-dimensionnel, permet de dimensionner un lysimètre à mèche de manière satisfaisante mais sous certaines conditions. Ainsi, le modèle hydrodynamique de Gardner doit pouvoir représenter le sol de manière satisfaisante. On doit trouver un matériau de mèche aux propriétés adaptées. L'exemple du Rehovot sand rappelle de plus que lorsqu'un dimensionnement exact n'est pas possible, le biais sur les volumes prélevés peut être important. Or on note que le choix dans le type de mèche en fibre de verre est limité, ce qui signifie qu'il est rarement possible, même en jouant sur la longueur de mèche et la section captante du lysimètre, de trouver un matériau aux propriétés hydrodynamiques parfaitement adaptées pour chaque sol (Rimmer et al., 1995).

Les courbes de la figure 5 montrent également que l'écart entre les propriétés hydrauliques de la mèche et du sol n'est a priori pas constant sur la gamme de potentiel explorée mais varie suivant la forme respective des courbes. Dans le cas du Rehovot sand, le lysimètre n'est pas assez conducteur sur la gamme 0-25 cm et trop conducteur sur la gamme 25-100 cm. On en déduit que le biais n'est pas constant dans le temps mais varie en fonction du régime de précipitation. Ceci est confirmé par la figure 6, qui montre dans le cas de l'Ida silt loam que le biais exprimé comme une grandeur relative (ratio *flux de référence / flux de mèche*) et instantanée est très variable au cours du temps. Des résultats similaires sont obtenus pour le Rehovot sand (non représentés). Le ratio *flux de mèche / flux de référence* prend des valeurs instantanées comprises entre 0.5 et 1.5. Ce biais instantané traduit effectivement l'écart entre les propriétés hydrauliques des deux matériaux. L'absence d'erreur significative constatée sur les flux totaux dans le cas de l'Ida silt loam s'explique par le fait que le biais est faible au voisinage de la saturation, dans la gamme de potentiel où les flux sont les plus forts. Mais le biais traduit aussi des effets transitoires de réhumectation ou de

dessèchement de la mèche. En effet, la figure 6 montre que le biais dépend de l'intervalle de temps sur lequel est fait la mesure. Plus la fréquence de mesure est élevée, plus l'impact de ces phénomènes transitoires peut être élevé. Faible sur la période totale de 342 heures, le biais peut être sensible sur 24 heures ou 12 heures et il est maximal pour un suivi en continu. Le résultat obtenu dans le cas de l'Ida silt loam s'explique donc aussi par la longueur de la période d'échantillonnage considérée (342 heures). Pour conclure, le pas temporel d'étude doit être suffisamment grand pour que les effets transitoires n'aient pas d'impact significatif. Il faudra être particulièrement attentif lorsqu'on envisage un suivi en continu, comme proposé par *Gee* (2002)

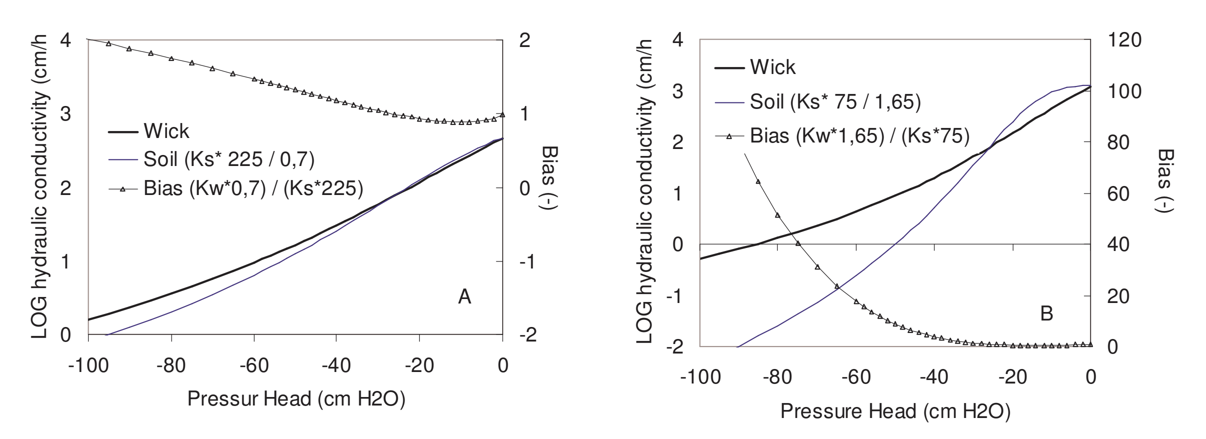


Figure 5 : Comparaison des propriétés de perméabilité du sol et de la mèche pour l'association de Ida silt loam avec la mèche Amatex 3/8 MD (A) et pour l'association du Rehovot sand avec la mèche Peperell ½ (B).

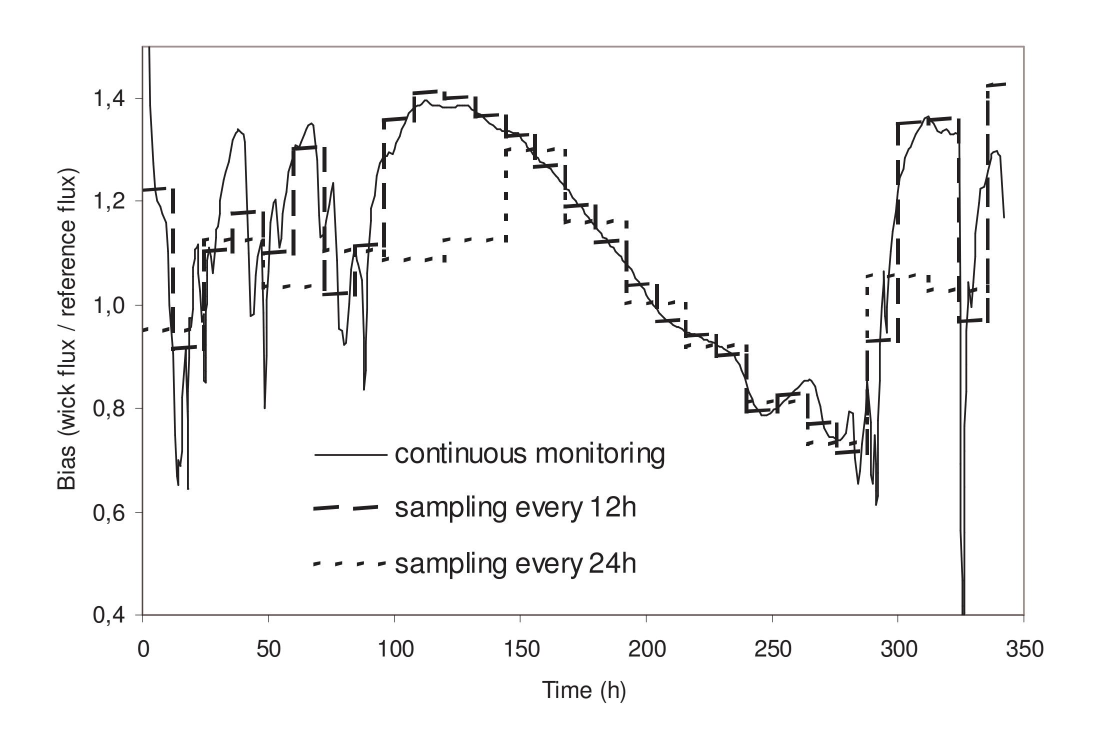


Figure 6 : Variations temporelles du biais estimé estimé sur toirs intervalles d'échantillonnage. Exemple pour l'association du Ida silt loam – mèche Amatex.

In fine, il s'agit plutôt d'être en mesure de quantifier l'erreur introduite dans la mesure, pour appliquer un coefficient de correction aux données mesurées. L'outil numérique représente un bon moyen d'estimer cette correction, ce que ne permet pas l'outil analytique de *Knutson and Selker* (1994). Cette correction peut se faire de deux façons. On peut déjà appliquer un coefficient constant issu d'une simulation sur une période donnée comme réalisé dans ce travail. On peut aussi caler le modèle Hydrus et l'utiliser pour simuler en continu le fonctionnement du lysimètre (et comparer flux simulés et flux mesurés). On conseille plutôt cette dernière façon de faire, même si elle est plus coûteuse en temps. En effet, les résultats ont montré qu'une interprétation dynamique des volumes prélevés reste nécessaire même après un dimensionnement précis, si la durée de cumul des flux est de l'ordre de 24 heures ou moins. A cette échelle de temps, il se peut que les volumes recueillis correspondent à une phase de réhumectation ou de dessèchement et qu'il faille appliquer une correction spécifique pour en déduire la lame drainante vraie.

3.4.2. Evaluation de l'incertitude d'origine expérimentale

Le tableau IV présente les résultats obtenus concernant la propagation des erreurs associées aux paramètres expérimentaux intervenant dans les équations de dimensionnement. Ces résultats traduisent l'erreur induite sur le flux total simulé en sortie de mèche, pour toute la période considérée (342 heures). L'erreur est exprimée comme un écart relatif. En effet, les simulations sont réalisées à partir des deux scénarios « de référence » testés précédemment (cf Table III), par modification pas à pas des différents paramètres testés. Le résultat est obtenu par différence entre le cumul simulé par le modèle modifié et le cumul simulé par le modèle « de référence », rapporté au cumul de référence.

Source of bias		Relative bias on collected volumes (%)	
Parameter	Value tested	Ida Silt Loam AM 3/8 MD	Rehovot Sand PEP 1/2
Soil saturated conductivity *(cm/h)*	$K_{ref} * 0.1$	5	128
	$K_{ref} * 0.5$	25	47
	$K_{ref} * 2$	-37	-46
	$K_{ref} * 10$	-87	-97
Wick saturated conductivity *(cm/h)*	$K_{ref} * 0.5$	-45	-38
	$K_{ref} * 0.9$	-10	-6
	$K_{ref} * 1.1$	5	6
	$K_{ref} * 2$	60	44
Wick length *(cm)*	$L_{ref} + 1$	-1	6
	$L_{ref} + 3$	1	18
	$L_{ref} - 1$	0	-7
	$L_{ref} - 3$	-2	-21
Collection area *effective radius* *(cm)*	R_{ref} + 0,5	2	7
	$R_{ref} + 1$	3	15
	R_{ref} - 0,5	-4	-7
	$R_{ref} - 1$	-8	-15
Wick section *effective radius* *(mm)*	R_{ref} + 0,5	12	8
	$R_{ref} + 1$	28	16
	R_{ref} - 0,5	-19	-7
	$R_{ref} - 1$	-29	-17
Presence of an atmospheric boundary *(% of collection area)*	20	4	11
	50	10	11
	100	17	20

Table IV : Mesure de l'incertitude sur les volumes totaux collectés : impact des erreurs réalistes associées aux différents paramètres utilisés pour le dimensionnement des lysimètres à mèche. Voir les tableaux I-III pour les valeurs de référence.

On constate que les trois paramètres d'entrée testés (K_s, K_{wsat} et A_w) peuvent avoir un impact significatif sur les flux simulés en sortie de mèche. Les résultats montrent en effet qu à la gamme probable d'erreur sur le paramètre K_s [$K_s \times 0.1$; $K_s \times 10$] correspond une gamme d'erreur sur le flux mesuré de [-87 ; +25 %] pour l'Ida sil loam et [-97 ; +127 %] pour le Rehovot sand. De la même façon, la gamme probable d'erreur sur le paramètre K_{wsat} [$K_{wsat} \times 0.5$; $K_{wsat} \times 2$] engendre une gamme d'erreur sur le flux mesuré de [-45 ; +60 %] pour l'Ida silt loam et [-38 ; +44 %] pour le Rehovot sand. L'erreur probable engendrée par une mauvaise détermination de la section de mèche [+1 ; -1 mm] est moins forte, tout en restant significative : [+28 ; -29 %] pour l'Ida silt loam et [+16 ; -17 %] pour le Rehovot sand. Ces résultats montrent, pour les sols testés et dans les conditions de pluies simulées, que ces paramètres sont sensibles et doivent de ce fait être déterminés avec le plus de précision possible avant de dimensionner les lysimètres à mèche. On pense d'abord aux propriétés

hydrauliques du sol mais il apparaît aussi hasardeux d'utiliser les valeurs de conductivité et de diamètre déterminées sur des mèches fabriquées il y a 10 ans (Knutson and Selker, 1994) car les caractéristiques de ces produits manufacturés ont pu évoluer depuis. Partant du fait que les erreurs testées sont des valeurs probables issues de l'expérience, ces résultats montrent *in fine* que l'incertitude associée aux flux d'eau mesurés par ces lysimètres à mèche n'est pas négligeable. L'utilisation des données fournies par ces systèmes à des fins de quantification doit donc être faite avec prudence. Ces résultats montrent également qu'un mauvais ajustement du modèle hydrodynamique peut avoir un impact fort sur la mesure. La souplesse du modèle hydrodynamique utilisé est donc primordiale et l'exponentielle de Gardner apparaît sur ce point très limitante.

En comparaison, l'erreur probable associée au paramètre surface du collecteur A_s est plus faible. En effet, elle varie sur une gamme [+3 ; -8 %] pour l'Ida Silt Loam et [+15 ; -15 %] pour le Rehovot sand, pour une gamme d'erreur testée [+1 ; -1 cm] sur le rayon effectif de collecte. L'écart entre les deux sols s'explique en partie par le fait que les surfaces de collecte de référence sont différentes (cf Table III) : exprimée en terme de ratio surfacique, la gamme testée devient [+25 ; -22 %] pour l'Ida silt loam et [+45 ; -37 %] pour le Rehovot sand. On déduit de ces résultats que le système permet une certaine tolérance sur la qualité du contact entre la mèche et le sol et sur la répartition des brins de mèche sur la surface du collecteur.

L'erreur probable associée au paramètre longueur de mèche (L_w) varie sur une gamme [+1 ; -2 %] pour l'Ida Silt loam et [+18 ; -21 %] pour le Rehovot sand, pour une gamme testée de [+3 ; -3 cm]. Cette erreur est donc plutôt faible pour l'Ida silt loam mais significative pour le Rehovot sand. Cette différence s'explique selon *Rimmer et al.* (1995) par l'écart non nul existant entre les longueurs capillaires (paramètre a) du Rehovot sand et de la mèche PEP 1/2.

L'erreur probable liée à la présence d'une limite horizontale à potentiel atmosphérique à proximité de la mèche varie sur une gamme [+4 ; +17 %] pour l'Ida silt loam et [+11 ; + 20%] pour le Rehovot sand, pour une gamme de surfaces testée [+20 ; +100 %]. Ces résultats confirment le fait qu'une limite horizontale à potentiel atmosphérique peut perturber sensiblement le fonctionnement d'un lysimètre à mèche, même s'il a été correctement dimensionné, en induisant une accumulation des flux non saturés qui sur-alimente artificiellement le lysimètre. Cet impact sera d'autant plus important si le lysimètre a été mal dimensionné à la base et a déjà tendance a induire une convergence des lignes de courant, ce qui est le cas du Rehovot sand. Sur le plan pratique, on en déduit, premièrement, que l'excavation de mise en place des lysimètres doit être creusée selon des dimensions aussi proches que possible de celles du lysimètre. Deuxièmement, qu'il faut éviter d'installer un lysimètre à proximité de toute limite susceptible d'induire une accumulation d'eau, par exemple un horizon peu perméable ou l'interface entre un matériau fin et un matériau grossier (effet de barrière capillaire). Troisièmement, que l'association d'un lysimètre à mèche et d'un

zero tension pan samplers (Boll et al., 1997) peut induire un surestimation des flux prélevés par le lysimètre à mèche.

A noter ces différentes sources d'erreur ont été évaluées indépendamment. En réalité, elles peuvent a priori s'ajouter. Par ailleurs, on note que les valeurs calculées sont liées aux sols testés et à la chronique de pluie utilisée. Elles doivent de ce fait être utilisées avec prudence.

3.5. Conclusion

L'objectif de ce travail était d'évaluer l'incertitude associée à la mesure de flux de percolation avec un lysimètre à mèche. Deux sources d'incertitude ont été examinées, respectivement d'ordre théorique et d'ordre expérimental. L'étude, réalisée sur 2 sols types et un régime de pluie particulier, permet de formuler les conclusions générales suivantes :

Concernant l'erreur d'origine théorique, nous avons montré que la formule analytique faisant référence dans la littérature pour dimensionner un lysimètre à mèche était satisfaisante mais sous certaines conditions qui en limitent sévèrement l'application : dans les cas où les propriétés de conductivité hydraulique du sol peuvent être représentées par une loi exponentielle, si on dispose d'un matériau de mèche permettant d'ajuster parfaitement le potentiel de mèche à celui du sol, et pour des pas de temps de mesure larges. En revanche, si l'une de ces conditions n'est pas satisfaite, l'approche analytique doit être complétée par un travail de modélisation numérique, seul capable de prendre en compte un modèle hydrodynamique complexe et de quantifier en continu l'erreur de la mesure pour une correction a posteriori des mesures.

Concernant l'erreur d'origine expérimentale, ce travail montre que l'incertitude existant sur les paramètres hydrodynamiques du sol et de la mèche induisent une incertitude non négligeable sur la représentativité des flux prélevés avec un tel système. La plus grande attention devra donc être apportée à la détermination de ces paramètres, comme préalable à l'installation des lysimètres au champ. On évitera aussi toute proximité entre un lysimètre et une interface susceptible d'induire une accumulation d'eau.

Références:

Barbee, G. C., and K. W. Brown (1986), Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers., *Soil Sci., 141(2)*, 149-154.

Boll, J., J. S. Selker, B. M. Nijssen, T. S. Steenhuis, J. Van Winckle, and E. Jolles (1991), Water quality sampling under preferential flow conditions, *Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. Proc. ASCE Int. Symp. Lysimetry, Honolulu, Hawaï. 23-25 July 1991*, *in* R. G. Allen (Ed.), 290-298, Am. Soc. Civ. Eng., New York.

Boll, J., J. S. Selker, G. Shalit, and S. T. Steenhuis (1997), Frequency distribution of water and solute transport properties derived from pan sampler data, *Water Resour. Res., 33(12)*, 2655-2664.

Boll, J., T. S. Steenhuis, and J. S. Selker (1992), Fiberglass wicks for sampling of water and solutes in the vadose zone, *Soil Sci. Soc. Am. J., 56*, 701-707.

Brahy, V., H. Titeux, and B. Delvaux (2000), Incipient podzolization and weathering caused by complexation in a forest Cambisol on loess as revealed by a soil solution study., *Eur. J. Soil Sci., 51*, 475-484.

Brandi-Dohrn, F. M., R. P. Dick, M. Hess, and J. S. Selker (1996a), Field evaluation of passive capillary samplers, *Soil Sci. Soc. Am. J., 60*, 1705-1713.

Brandi-Dohrn, F. M., R. P. Dick, M. Hess, and J. S. Selker (1996b), Suction cup sampler bias in leaching characterization of an undisturbed field soil, *Water Resour. Res., 32(5)*, 1173-1182.

Brown, K. W., J. C. Thomas, and M. W. Holder (1986), Development of a capillary wick unsaturated zone water sampler, *Coop. Agreement CR812316-01-0, U.S. Environ. Protection Agency, Environ. Monit. Syst. Lab., Las Vegas, N.V.*,

Domange, N., C. Grégoire, V. Gouy, and M. Trémolières (2004), Etude du viellissement des céramiques poreuses sur leur capacité à évaluer la concentration de pesticide en solution, *C. R. Geoscience, 336*, 49-58.

England, C. B. (1974), Comments on "a technique using porous cups for water sampling at any depth in the unsaturated zone" by Warren W. Wood, *Water Resour. Res., 10(5)*,

Fleming, J. B., and G. L. Butters (1995), Bromide transport detection in tilled and nontilled soil : solution samplers vs. soil cores., *Soil Sci. Soc. Am. J., 59(5)*, 1205-1216.

Flühler, H., M. S. Ardakani, and L. H. Stolzy (1976), Error propagation in determining hydraulic conductivities from successive water content and pressure head profiles, *Soil Sci Soc. Am. J., 40*, 830-836.

Gardner, W. R. (1958), Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table, *Soil Sci., 85*, 228-232.

Gee, G. W., A. L. Ward, T. G. Caldwell, and J. C. Ritter (2002), A vadoze zone water fluxmeter with divergence control, *Water Resour. Res., 38(8)*, 1-7.

Grossmann, J., and P. Udluft (1991), The extraction of soil water by the suction cup method : A review., *J. Soil Sci., 42*, 83-93.

Holder, M., V. Brown, J. C. Thomasn, D. Zabcik, and H. E. Murray (1991), Capillary-wick unsaturated zone soil pore water sampler., *Soil Sci. Soc. Am. J., 55*, 1195-1202.

Jemison, J. M., Jr., and R. H. Fox (1992), Estimation of zero-tension pan lysimeter collection efficiency, *Soil Sci., 154*, 85-94.

Jordan, C. F. (1968), A simple, tensio-free lysimeter, *Soil Sci., 105(2)*, 1-86.

Keeney, D. (1986), Sources of nitrate to groundwater, *Crit. Rev. Enviton. Control, 16*, 257-304.

Knutson, J. H., S. B. Lee, W. Q. Zhang, and J. S. Selker (1993), Fiberglass wick preparation for use in passive capillary wick pore-water samplers, *Soil Sci. Soc. Am. J., 57*, 1474-1476.

Knutson, J. H., and J. S. Selker (1994), Unsaturated hydraulic conductivities of fiberglass wicks and designing capillary wick pore-water samplers, *Soil Sci Soc. Am. J., 58*, 721-729.

Knutson, J. H., and J. S. Selker (1996), Fiberglass wick sampler effects on measurements of solute transport in the vadose zone, *Soil Sci. Soc. Am. J., 60*, 420-424.

Landon, M. K., G. N. Delin, S. C. Komor, and C. P. Regan (1999), Comparison of the stable-isotopic composition of soil water collected from succion lysimeters, wick samplers, and cores in a sandy unsaturated zone, *J. Hydrol., 224*, 45-54.

Louie, M. J., P. M. Shelby, J. S. Smesrud, L. O. Gatchell, and J. S. Selker (2000), Field evaluation of passive capillary samplers for estimating ground-water recharge., *Water Resour. Res., 36*, 2407-2406.

Mualem, Y. 1976. A catalogue of the hydraulic properties of unsaturated soils. Technion Israel Institute of Technology, Haifa, Israel.

Parker, J. C., and M. T. Van Genuchten (1984), Flux averaged and volume-averaged concentrations in continuum approaches to solute transport, *Water Resour. Res., 20(7)*, 866-872.

Poletika, N. N., K. Roth, and W. A. Jury (1992), Interpretation of solute transport data obtained with fiberglass wick soil solution samplers, *Soil Sci. Soc. Am. J., 56(6)*, 1751-1753.

Radulovitch, R., and P. Sollins (1987), Improved performance of zero-tension lysimeters., *Soil Sci Soc. Am. J., 51*, 1386-1388.

Rimmer, A., S. T. Steenhuis, and J. S. Selker (1995), One-dimensional model to evaluate the performance of wick samplers in soils, *Soil Sci Soc. Am. J., 59*, 88-92.

Simunek, J., M. Sejna, and M. T. VanGenuchten. 1999. The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. International Groundwater Modelling Center,Riverside, California.

Sophocleous, M., and C. A. Perry (1985), Experimental studies in natural groundwater recharge dynamics : the analysis of observed recharge events, *J. Hydrol., 81*, 297-332.

Stephens, D. B., and R. Knowlton (1986), Soil water movement and recharge through sand at a semi-arid site in New Mexico, *Water Resour. Res., 22*, 881-889.

van Genuchten, M. T. (1980), A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, *Soil Sci. Soc. Am. J., 44*, 892-898.

Zhu, Y., R. H. Fox, and J. D. Toth (2002), Leachate collection efficiency of zero-tension pan and passive capillary fiberglass wick lysimeters, *Soil Sci Soc. Am. J., 66*, 37-43.

4. Protocole de calibration des sondes humidimétriques Campbell CS616

4.1. Principe

La calibration de ce type de capteur nécessite classiquement une mesure indépendante de la variable brute donnée par le capteur et de la variable objectif, qui est l'humidité volumique. Etant donné que la loi empirique reliant humidité et période n'est pas linéaire (cf équation ci-dessous), plusieurs couples (humidité / période) sont nécessaires à sa détermination :

(VI.5) $$\theta_v(\tau) = C_0 + C_1 \times \tau + C_2 \times \tau^2$$

où θ_v est la teneur volumique en eau (cm3.cm^{-3}) et τ la période du CS616 (µs).

Une première méthode pourrait être de placer la sonde dans différents échantillons de sol d'humidité connue, mais étant donné les dimensions importantes du capteur, la préparation des échantillons serait assez laborieuse. Une autre méthode consiste à humecter ou à dessécher progressivement une colonne de sol pour parcourir la courbe d'étalonnage avec un même échantillon. Le problème de ces méthodes par évaporation ou humectation est la lenteur des processus (qui implique des expériences de plusieurs semaines) et le fait que l'humidité de l'échantillon n'est jamais parfaitement homogène mais suit un profil d'évaporation ou d'humectation.

Un protocole a été proposé par *Quinones et Ruelle* (2001) présentant le double avantage de ne nécessiter qu'un seul échantillon de sol (hormis les répétitions d'usage) et de pouvoir se faire en une journée. Il repose sur l'hypothèse que la réponse du capteur est reliée à la longueur de tige insérée dans le milieu par une relation géométrique simple : pour un sol d'humidité 50%, la sonde donnera une valeur de 50% si les 30 cm de tige sont insérés dans le milieu, de 25% si elle insérée à moitié, de 12,5% si un quart seulement est dans le milieu, etc… Ce protocole nécessite donc d'avoir une colonne de sol d'humidité connue, quasiment saturée (pour parcourir l'intégralité de la gamme de fonctionnement). Un premier couple (humidité / période) est obtenu en insérant entièrement la sonde dans la colonne. Une mesure avec la sonde mise à l'air libre nous donne une autre valeur de période pour une humidité « zéro ». Les couples intermédiaires sont obtenus lors du retrait (ou de l'insertion) progressif de la sonde de l'échantillon, en appliquant la relation géométrique précédente.

Le protocole suivi se distingue de celui proposé par *Quinones et Ruelle* (2001) dans la mesure où nous utilisons des colonnes de sol non remaniées pour ne pas modifier la porosité de l'échantillon par rapport au sol en place. En effet, le sol étudié est particulièrement structuré et les volumes de vide affectent directement le signal des sondes (Campbell-Scientific, 2002).

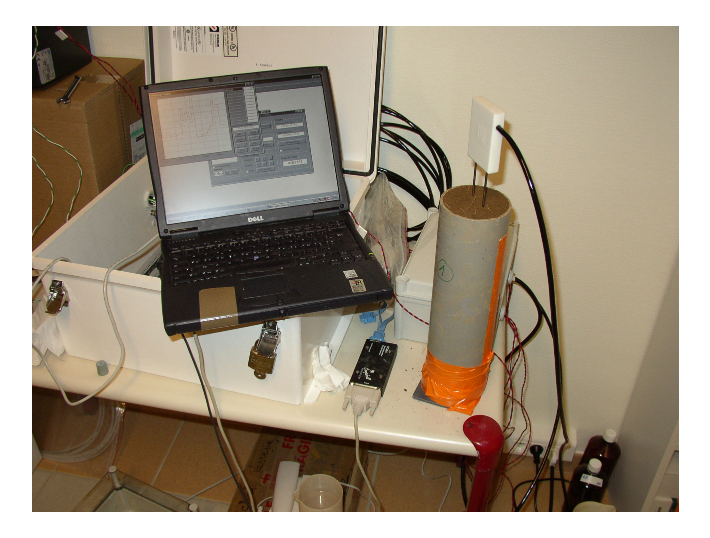


Figure VI.17 : Photographie du dispositif expérimental de calibration

4.2. Mode opératoire :

1. Prélèvement de colonnes de sol non destructuré dans l'horizon 10-50 cm de la bande enherbée. On insère le cylindre en PVC dans le sol par percussion puis on le dégage par les cotés.

2. Test de l'impact de la nature de l'eau sur le signal : le fait d'apporter une eau de nature différente (force ionique) de celle naturellement présente dans le sol de la bande enherbée peut-il avoir un impact sur la validité de l'équation de calibration obtenue ? Pour évaluer l'impact du type d'eau sur le signal de la CS616, on immerge successivement la sonde dans trois types d'eau différents : eau du robinet, eau déminéralisée, eau de La Morcille (supposée a priori la plus représentative).

3. Mise à saturation des colonnes de sol par immersion de la base sous 7 cm de charge pendant 15 jours

4. Calibration : le capteur est inséré complètement puis retiré par paliers de 2 cm par minute. Le capteur est ensuite retiré complètement et inséré par paliers de 2 cm.

5. Mesure de l'humidité volumique des colonnes. Après les essais de calibration, couper les colonnes à la scie à métaux en tranches de 6 cm (5 tranches de 6 cm et 1 tranche de 5 cm). Prélever le sol au cœur de ces tranches (sur toute la hauteur de la tranche) et déterminer l'humidité volumique par mesure gravimétrique :

(VI.6)
$$\theta_v = \frac{Vol.\,eau}{Vol.\,sol} = \frac{M_{eau}/\rho_{eau}}{M_{sol}/\rho_{sol}} = \theta_m \times \frac{\rho_{sol}}{\rho_{eau}} = \frac{(M_{humide} - M_{\sec})}{M_{\sec}} \times \frac{M_{\sec}}{Vol.\,échantillon}$$

4.3. Résultats annexes

4.3.1. Impact de la conductivité sur le signal.

Conductimètre utilisé :

WTW LF330/SET, cellule de conductivité standard TetraCon® 325.

Précision : ± 0.5% de la valeur mesurée.

Tableau VI.3 : Impact de la conductivité électrique de l'eau sur le signal mesuré

Type d'eau	Conductivité (µS/cm)	Période CS616 (µs)
eau de la morcille	164,0	41,6
eau du robinet	447,0	41,3
eau déminéralisée	2,7	42,4

Les résultats du Tableau VI.3 montrent que l'impact de la conductivité électrique de l'eau présente dans le milieu est faible mais non nul en comparaison de la gamme de mesure du capteur (15 µs à l'air libre, 35 µs typiquement dans un sol à saturation) : 5 % de la pleine échelle de mesure On choisit d'utiliser l'eau de La Morcille pour mettre les colonnes à saturation, afin de s'approcher au mieux des conditions in-situ.

4.3.2. Profil d'humidité après humectation contrôlée.

La teneur en eau des colonnes au moment du test de calibration a été déterminée par gravimétrie, par destruction des colonnes le lendemain des tests. Les profils d'humidité sont représentés dans la figure ci-dessous.

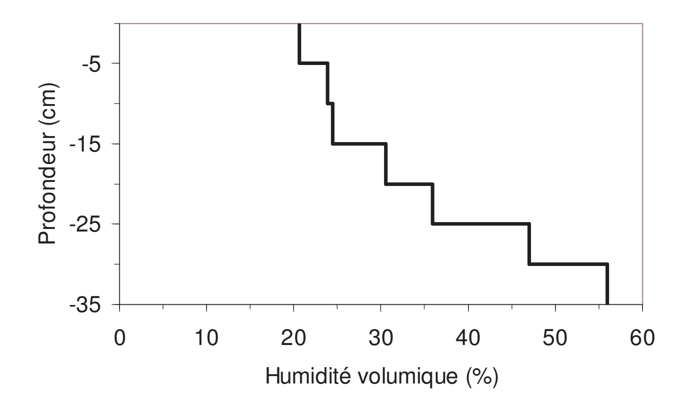


Figure VI.18 : Profil d'humidité déterminé par gravimétrie.

On constate que le profil d'humidité est assez hétérogène. On est assez loin de l'hypothèse d'homogénéité sous-jacente du protocole de calibration (Quinones and Ruelle, 2001). Toutefois, ces profils d'humidité permettent de calculer une humidité moyenne pour chaque profondeur de sol prospectée par la sonde au cours de l'insertion et du retrait. Ceci permet en principe de déconvoluer le biais introduit par cette hétérogénéité.

5. Câblage du système d'acquisition des données

5.1. Alimentation électrique

Le système d'acquisition est alimenté par le réseau EDF (220 V), grâce à un branchement chez le propriétaire de la parcelle, M.Ducroux. La mise à la masse se fait également via le secteur. Un câble 3 fils de haute résistance (référence Radiospare® 234102), protégé dans une gaine PVC et enterré à 50 cm de profondeur, permet d'alimenter le site expérimental distant de 150 mètres et d'apporter une borne de masse. Le circuit d'alimentation du site est protégé par un disjoncteur unipolaire (fusible 6A) placé au niveau du branchement chez M. Ducroux . Un compteur permet de chiffrer la consommation électrique engendrée par le dispositif de mesure.

L'ensemble de l'installation électrique du site expérimental est protégé dans une cabane en bois (type abri de jardin). L'alimentation électrique est par ailleurs protégée dans un coffret ENC étanche comprenant un adaptateur 220V AC / 18V AC de capacité 2,2 A (référence Campbell® AC-ADAPT2) alimentant le système d'acquisition Campbell, une alimentation stabilisée 220V AC / 12V DC de capacité 3 A (référence Radiospare® LKS 103 12V3A) alimentant les deux capteurs de hauteur d'eau Alphée 3020 (consommation en pointe de 1,1 A) et un disjoncteur différentiel assurant une protection supplémentaire et permettant la coupure du courant en cas d'intervention dans le coffret de câblage. L'automate CR10X est alimenté via une alimentation stabilisée 18V AC / 12V DC sécurisée par une batterie de 7 Ah en cas de coupure de courant (référence Campbell® PS12E-LA). L'ensemble des capteurs est alimenté par l'automate CR10X, à l'exception des capteurs Alphée dont l'alimentation est indépendante et seulement pilotée par l'automate, au moyen de deux circuits relais Campbell® PSW12. Les préleveurs d'échantillon BAMOCELL® sont alimentés par des batteries 12 V de capacité 6Ah. La charge de ces batteries est maintenue par l'alimentation stabilisée, sans quoi leur faible autonomie nécessite des renouvellements fréquents.

5.2. Branchement des capteurs

L'ensemble des branchements, l'automate CR10X et les deux multiplexeurs à relais sont protégés dans un coffret ENC étanche. Les transmetteurs Alphée sont également protégés ans un coffret.

Les capteurs sont connectés à l'automate selon le schéma de branchement suivant :

- Thermistances 107 :
  mesures unipolaires individuelles sur SE3, SE4, SE5, SE6
  excitation commune sur E1
  masse analogique et blindage communs sur G

- Pluviomètre :
  branché entre C8 (fil blanc) et +5V (fil noir)
  blindage (fil jaune) sur G
- Sondes CS616 :
  voies Odd du multiplexeur 1
  fil vert sur Odd H (mesure unipolaire),
  fil orange sur Odd L (activation),
  alimentation commune (fil rouge) sur la borne +12V du CR10X
- Watermark :
  voies Even du multiplexeur 1
  résistance 1 kOhm entre SE2 et E2
- Tensiomètres SKT850C2 (4-20mA, 2fils) :
  voies Odd du multiplexeur 2
  fil blanc sur Odd H,
  fil bleu sur Odd L,
  résistance 100 Ohms entre SE7 et SE8
  pont entre SE8 et une masse G.
- Débitmètre Alphée (4-20mA, 4fils) :
  voies Even du multiplexeur 2 en parallèle à une résistance 350 Ohms
  alimentation +12V séparée sur alimentation stabilisée commutée par C7 via deux relais PSW12 branchés comme suit :
  - borne +12V sur +12V de l'alimentation stabilisée,
    borne G sur la borne +12V de l'Alphée,
    fil rouge sur la borne +12V non régulée du CR10X,
    fil noir sur la borne G du CR10X et sur la masse de l'alimentation stabilisée
    fil jaune sur la borne C7 du CR10X
- Multiplexeur 1 :
  Clock sur C1,
  Reset sur C6,
  ComOdd H sur SE1,
  ComOdd L sur C3,
  ComEven H sur SE2,
  ComEven L sur AG
- Multiplexeur 2 :
  Clock sur C5,
  Reset sur C6,
  ComOdd H sur +12V,
  ComOdd L sur SE7,
  ComEven H sur SE9,
  ComEven L sur SE10
- Echantillonneur amont : commande par impulsion sur contact sec entre E3 et G

- Echantillonneur aval : commande par impulsion sur contact sec entre C2 et G
- Modem GSM : port E/S 9 broches

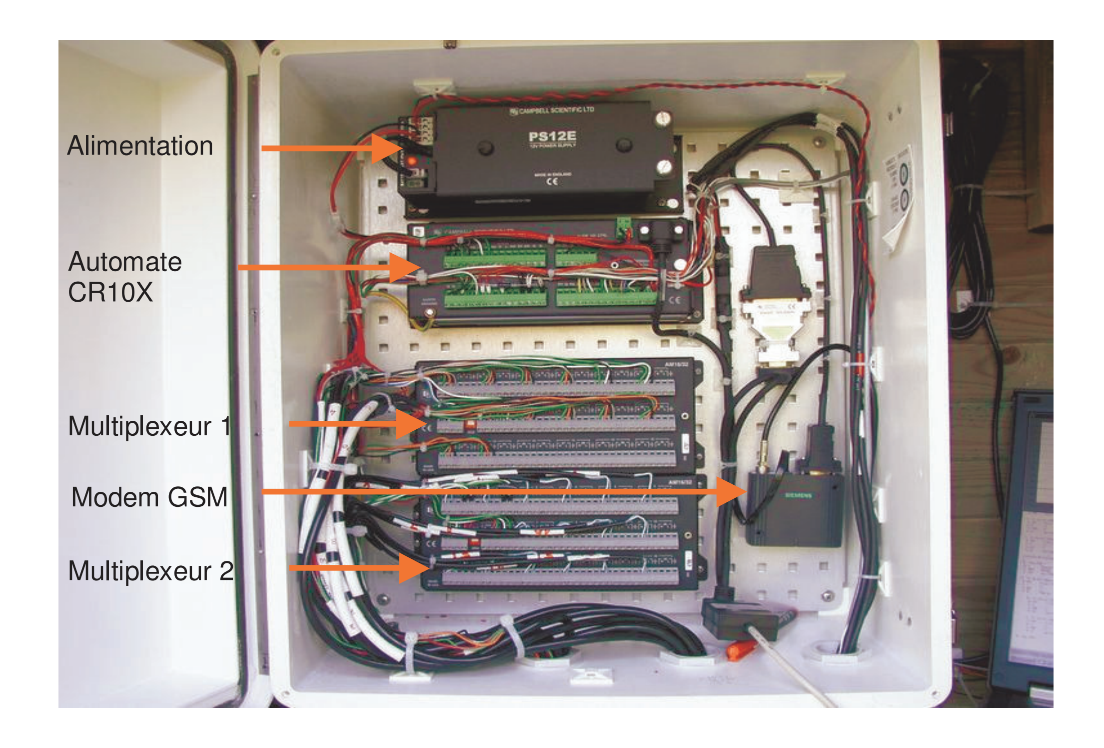


Figure VI.19 : Photographie du coffret de câblage.

6. Détermination de la perméabilité au voisinage de la saturation par la méthode multipotentiel

On suppose que la courbe de conductivité hydraulique *K(h)* suit une loi de type exponentiel par morceaux, ce qui permet de linéariser la solution de *Wooding* (1968) qui, supposant un milieu homogène et isotrope, donne une valeur approchée du flux d'infiltration en régime permanent à partir d'une source circulaire de rayon *r* [L] :

(VI.7) $$q_{\infty}(h_0) = K(h_0) + \frac{4\,\Phi(h_0)}{\pi\, r}$$

où $q_{\infty}(h_0)$ est la densité de flux d'infiltration en régime permanent [L.T^{-1}], $K(h_0)$ est la conductivité hydraulique au potentiel h_0 et $\Phi(h_0)$ est le potentiel d'écoulement [L^2.T^{-1}] défini par :

(VI.8) $$\Phi(h_0) = \int_{h_i}^{h_0} K(h)\, dh$$

où h_i est le potentiel initial de l'eau du sol [L].

En supposant que la relation *K(h)* est de type exponentiel (Gardner, 1958) :

(VI.9) $$K(h) = K_s \exp(\alpha h)$$

avec K_s la conductivité hydraulique à saturation [L.T^{-1}] et α, une constante spécifique au sol [L^{-1}], l'expression du potentiel d'écoulement se simplifie sous la forme :

(VI.10) $$\Phi(h_0) = \frac{K(h_0) - K(h_i)}{\alpha}$$

En supposant le milieu initialement sec, de sorte à négliger $K(h_i)$ devant $K(h_0)$, l'équation (VI.7) se simplifie à son tour :

(VI.11) $$q_{\infty}(h_0) = K(h_0)\left[1 + \frac{4}{\pi r \alpha}\right] = K_s \exp(\alpha h_0)\left[1 + \frac{4}{\pi r \alpha}\right]$$

Pour un disque de rayon *r* et pour un potentiel h_0 donné, le flux infiltré ne dépend que des paramètres K_s et α. Il suffit donc de deux couples (q_{∞} ; h_0) pour résoudre un système à deux équations et deux inconnues et en déduire les valeurs de K_s et α. Le problème est que la conductivité hydraulique suit rarement une loi exponentielle sur toute la gamme de potentiel. *Reynolds and Elrick* (1991) proposent donc d'utiliser une loi exponentielle par morceau. On dispose alors de paires de couples ($q_{\infty}(h_i)$; h_i) et ($q_{\infty}(h_j)$; h_j) pour lesquels on résout le système :

$$\ln\left(q_\infty\left(h_i\right)\right) = \ln\left(K_{ij}\left(1+\frac{4}{\pi r \alpha_{ij}}\right)\right) + \alpha_{ij}\, h_i$$

(VI.12)

$$\ln\left(q_\infty\left(h_j\right)\right) = \ln\left(K_{ij}\left(1+\frac{4}{\pi r \alpha_{ij}}\right)\right) + \alpha_{ij}\, h_j$$

On dispose alors pour chaque potentiel h_k encadré par les potentiels h_i et h_j, de deux couples (α_{ik} ; K_{ik}) et (α_{kj} ; K_{kj}), donc de deux relations permettant d'estimer deux valeurs pour $K(h_k)$, une « estimation à gauche » et une « estimation à droite ». *Ankeny et al.* (1991) proposent de prendre la moyenne arithmétique de ces deux valeurs.

7. Protocole de détermination des isothermes et cinétiques d'adsorption du Diuron sur le sol

7.1. Molécules froides

7.1.1. Préparation

Le sol est mis à évaporer sous une sorbonne, dans un cristallisoir, 24 h avant le dopage. Le but est de diminuer l'humidité du sol pour faciliter le tamisage. Le sol est ensuite tamisé à 2 mm. Son humidité est mesurée par gravimétrie dans le but de calculer la prise d'essai en équivalent sol sec et aussi parce que c'est un facteur pouvant influencer le résultat.

Peser environ exactement 50g de sol humide dans une coupelle et la placer 24 h dans une étuve à 105°C. Laisser refroidir dans un dessicateur et déterminer la masse sèche. L'humidité est calculée de la façon suivante

$$\%humidit\acute{e}=\frac{[\text{masse humide - (masse sèche - tare coupelle)}]}{\text{masse humide}}\times 100$$

7.1.2. Dopage :

Peser exactement l'équivalent de 75 g de sol sec tamisé à 2 mm (50 g pour les études cinétiques, ou 12 g de végétaux) dans un cristallisoir en verre de 500 mL et compléter avec 150 mL (100 mL pour les études cinétiques) d'une solution de $CaCl_2$ à 0.01 M. Ajouter 0.75 mL d'une des trois solutions de dopage en Diuron préalablement préparées (20 mg/L, 4 mg/L et 1 mg/L) soit en concentration de dopage : 100 µg/L, 20 µg/L et 5 µg/L. Les cristallisoirs sont recouverts d'une boîte de Pétri afin d'éviter toute évaporation. L'ensemble est mis sous agitation douce (50 révolutions/min.) pendant 24 heures à température ambiante (Agitateur orbital STR, Stuart Scientific).

7.1.3. Extraction liquide/liquide

Isothermes

100 mL de surnageant sont prélevés, filtrés sur laine de verre, et extraits dans une ampoule à décanter en verre de 500 mL :

Prise d'essai : 400 mL d'eau du robinet + 100 mL de surnageant prélevé + 5 % de NaCl (soit 25g).

Dopage de linuron : 0.5 mL de la solution de dopage en linuron à 10 mg/L (pour vérifier les rendements d'extraction).

Extraction : 3*50 mL de dichlorométhane

Agitation : 15 minutes

Décantation : 45 minutes.

Récupération de la phase organique et séchage sur Na_2SO_4 anhydre.

Les 3 extraits sont combinés dans un ballon à col rodé de 250 mL. Le dichlorométhane est évaporé à l'évaporateur rotatif à 40°C juste à sec. Le résidu sec est repris dans 2mL d'un mélange eau/acétonitrile (80/20), filtré à 0.22 µm puis injecté en HPLC.

Cinétiques

Les différents échantillons sont extraits sur phase solide (cartouche SPE Oasis HLB, Waters) à l'aide de l'automate Rapid Trace Zymarck avec deux méthodes différentes suivant le temps de contact :

Pour les temps de contact de 2 à 15 min. et les témoins :

Conditionnement : 3mL ACN, 3mL MeOH, 3mL H_2O MilliQ
Percolation : 5mL échantillon
Lavage : 10mL H_2O MilliQ
Elution : 3mL ACN

Pour les temps de contact de 1 à 24h et les blancs :

Conditionnement : 3mL ACN, 3mL MeOH, 3mL H_2O MilliQ
Percolation : 10mL échantillon
Lavage : 10mL H_2O MilliQ
Elution : 3mL ACN

Les extraits sont évaporés à sec sous azote I. Le résidu sec est repris dans 250µL d'un mélange eau/acétonitrile (80/20) puis injecté en HPLC.

7.1.4. Analyse en chromatographie HPLC

Chromatographe en phase liquide WATERS Alliance 2690, équipé d'un four pour colonne, d'un détecteur UV à barettes de diode 996 et d'un passeur d'échantillons.

Volume d'injection : 20 µL

Colonne de type Lichrocart 125-2 Purospher STAR RP-18 endcapped :
Longueur : 125 mm
Diamètre interne : 2 mm
Granulométrie : 5 µm
Température du four : 30°C
Débit de la phase mobile : 0.3 mL
Phase mobile : eau/acétonitrile (60/40) (V/V) isocratique
Détecteur : balayage 200 à 315 nm, détection à λ = 245 nm.
Durée d'analyse : 15 min.
Temps de rétention du diuron : 4.9 min.

7.2. Molécules marquées (Leclerc, 2004)

Les échantillons de sol sont préalablement séchés à température ambiante et tamisés à 3,93 mm.

La solution de dopage (C14-Diuron) est préparée dans du chlorure de calcium ($CaCl_2$) à 0,01 M. Sa radioactivité est de 19794 DPM/mL, soit environ 500 µg/L.

10 mL de cette solution sont ajoutés à cinq grammes de sol placés dans des tubes à centrifuger en verre Corex de 25 mL (soit un ratio 1/2). Trois répétitions de chaque échantillon sont ainsi préparées. Ensuite, les tubes sont agités par retournement pendant 24 h à 23±1°C après quoi, les suspensions sont séparées par centrifugation à 5000 tour/min pendant 10 min. La phase liquide est ensuite filtrée sur papier Whatman-90 µm.

La concentration en 14C dans le surnageant est déterminée par mesure de la radioactivité par scintillation en milieu liquide après concentration des échantillons. La concentration est réalisée au moyen de cartouches SPE C18 (Alltech Associates). Les cartouches sont préalablement préparées par solvatation au méthanol puis équilibration à l'eau distillée. Les échantillons sont déposés sur les cartouches puis celles-ci sont éluées avec 2 mL de méthanol. 2 mL d'eau distillée sont rajoutés à l'éluat pour obtenir un mélange 50% eau-50%méthanol proche de la phase mobile de l'HPLC. L'analyse se fait par chromatographie en phase liquide (HPLC), détection UV sur barrette de diodes puis comptage de la radioactivité (compteur Packard Flo-one β A-500). La quantité de 14C-Diuron adsorbé dans le sol est obtenue par différence entre la concentration à l'équilibre et la concentration de dopage.

8. Equations de mélange appliquées au ruissellement de surface

On réalise un bilan à l'échelle d'une maille élémentaire, comme illustré par la Figure VI.20. *I* est la densité de flux infiltré [$L^2.T^{-1}$], *P* la densité de pluie [$L^2.T^{-1}$], *Q(x)* le flux d'eau ruisselé entrant [$L^3.T^{-1}$], *Q(x+dx)* le flux d'eau ruisselé sortant [$L^3.T^{-1}$], *C(x)* la concentration en soluté moyenne en entrée [$M.L^{-3}$] et *C(x+dx),* la concentration en sortie [$M.L^{-3}$].

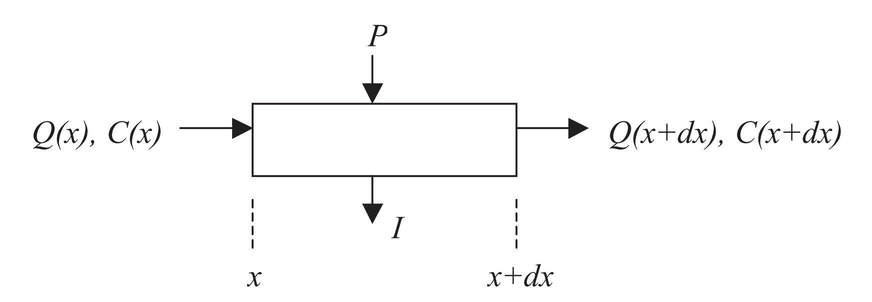


Figure VI.20 : Bilan des flux d'eau et de soluté à l'échelle d'une maille de longueur *dx* [L].

On écrit les deux équations de conservation de la masse :

(VI.13) $$Q(x+dx) = Q(x) + (P - I) \times dx$$

(VI.14) $$Q(x+dx) \times C(x+dx) = Q(x) \times C(x) - I \times C(x) \times dx$$

L'équation (VI.13) est équivalente aux deux formes suivantes :

(VI.15) $$\frac{dQ}{dx} = P - I$$

(VI.16) $$Q(x) = Q_e + (P - I) \times x$$

L'équation (VI.14) est équivalente au premier ordre à :

(VI.17) $$Q(x)\frac{dC}{dx} + C(x)\frac{dQ}{dx} = -I \times C(x)$$

La loi de mélange s'obtient par substitution de (VI.15) et (VI.16) dans (VI.17), ce qui donne :

(VI.18) $$(Q_e + (P - I) \times x) \times \frac{dC}{dx} + C(x) \times (P - I) = -I \times C(x)$$

(VI.19) $$\Leftrightarrow \frac{dC(x)}{C(x)} = \frac{-P}{Q_e + (P - I) \cdot x} \cdot dx$$

(VI.20) $$\Leftrightarrow \ln\left(\frac{C(x)}{C_e}\right) = \frac{P}{I - P} \cdot \ln\left(\frac{Q_e + (P - I) \cdot x}{Q_e}\right)$$

(VI.21)

$$\Leftrightarrow C(x) = C_e \left(1 + \frac{(P-I)\cdot x}{Q_e}\right)^{\frac{P}{I-P}}$$

On vérifie l'équation (V.4) dans les cas particuliers suivants :

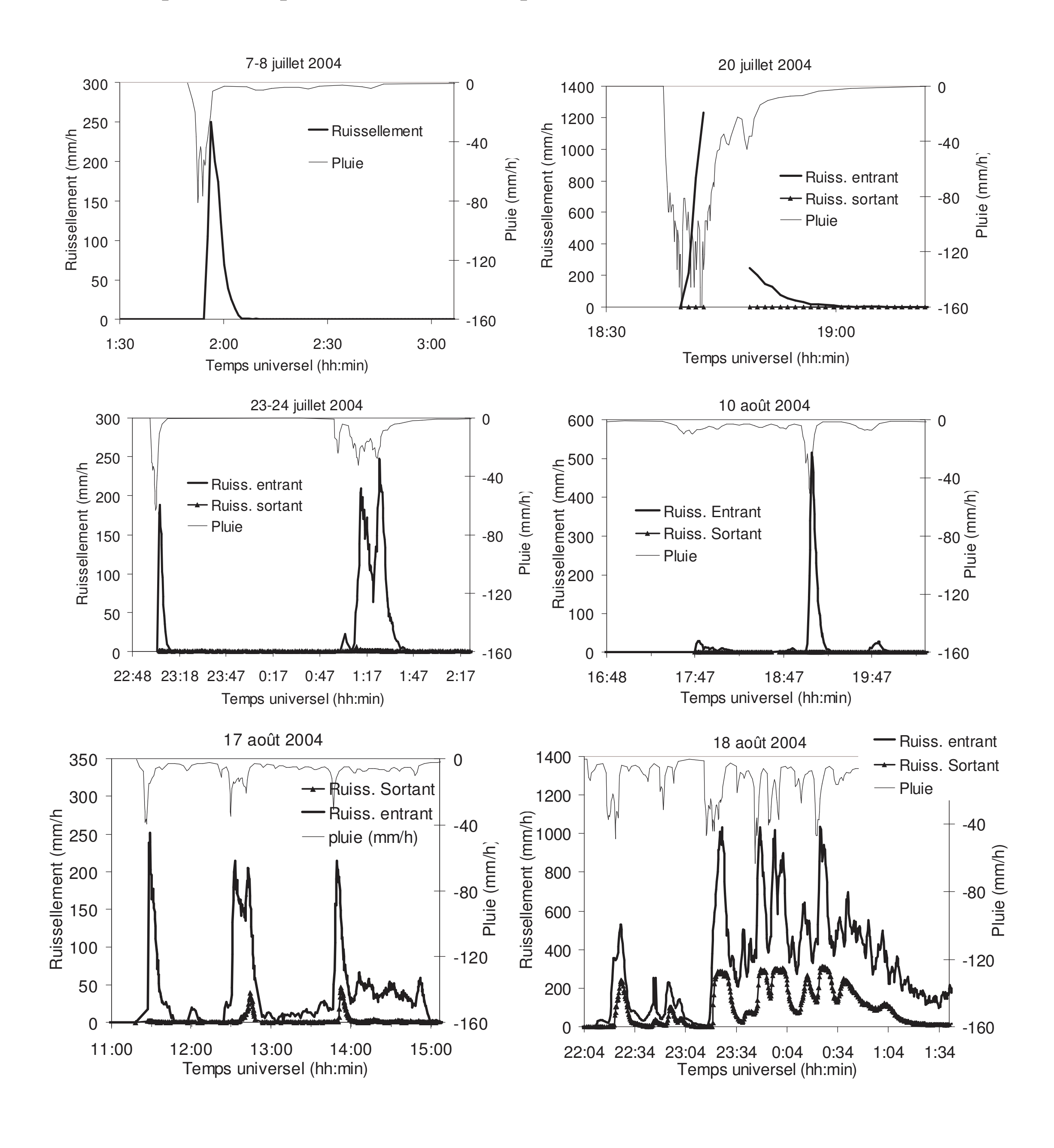
(VI.22)

$$C(x=0) = C_e$$
$$P = 0 \quad \Rightarrow \quad C(x) = C_e$$
$$I = 0 \quad \Rightarrow \quad C(x) = C_e \left(\frac{Q_e}{Q_e + P\cdot x}\right)$$

9. Evénements enregistrés sur le site pendant la période d'observation 2004-2005

Nous décrivons ici succinctement les événements naturels enregistrés sur le site expérimental, qui n'ont pas été analyses en détail dans le corps du rapport.

La Figure VI.21 présente principaux hyétogrammes et hydrogrammes mesurés en entrée et sortie de la placette expérimentale durant la période d'observation 2004-2005.



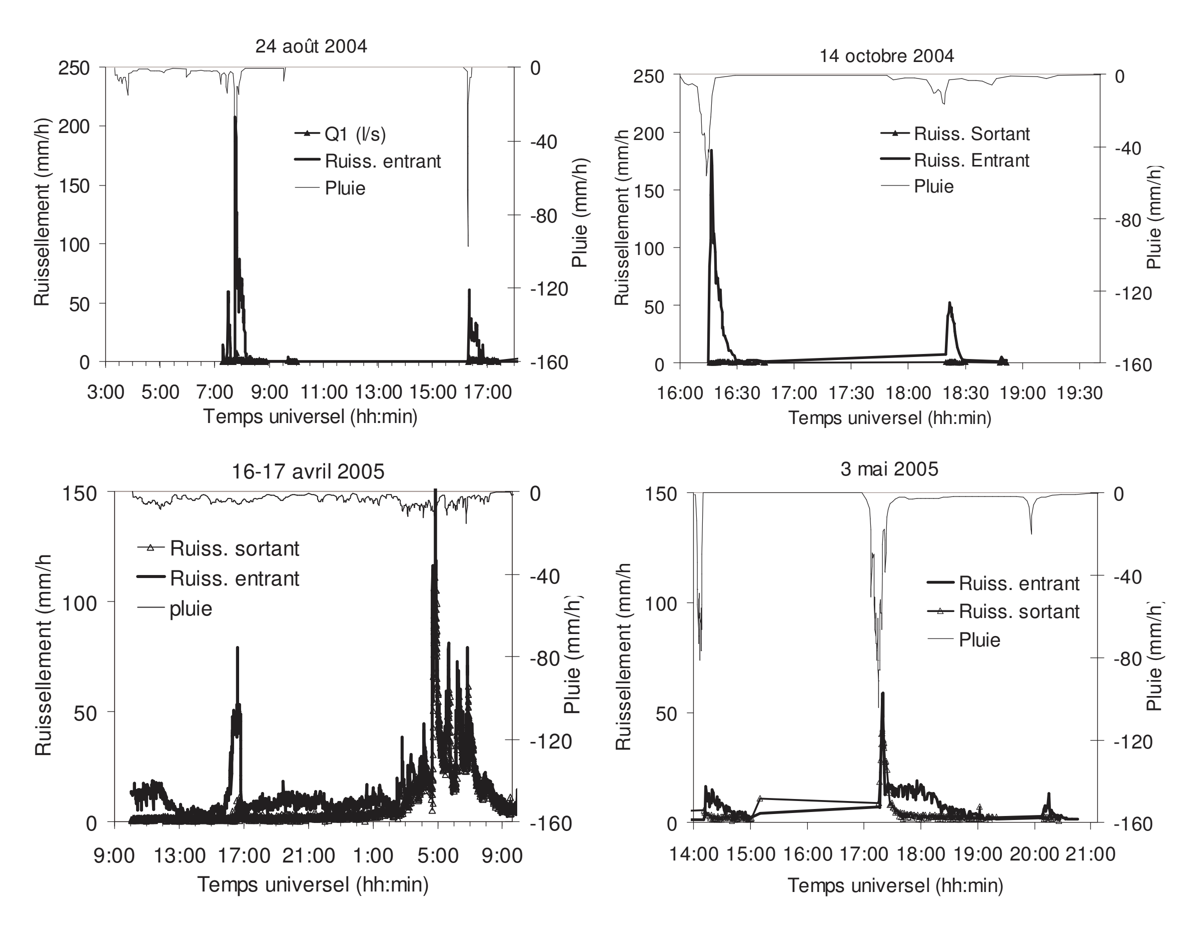


Figure VI.21 : Hydrogrammes mesurés sur le dispositifs expérimental.

La Figure VI.22 donne une vision synthétique de l'ensemble de ces événements, sur le critère « ruissellement observé à l'exutoire ». Elle présente le taux d'infiltration du volume reçu par la placette. L'événement du 20 juillet 2004 n'est pas représenté car des données ont été perdues, empêchant une quantification du volume.

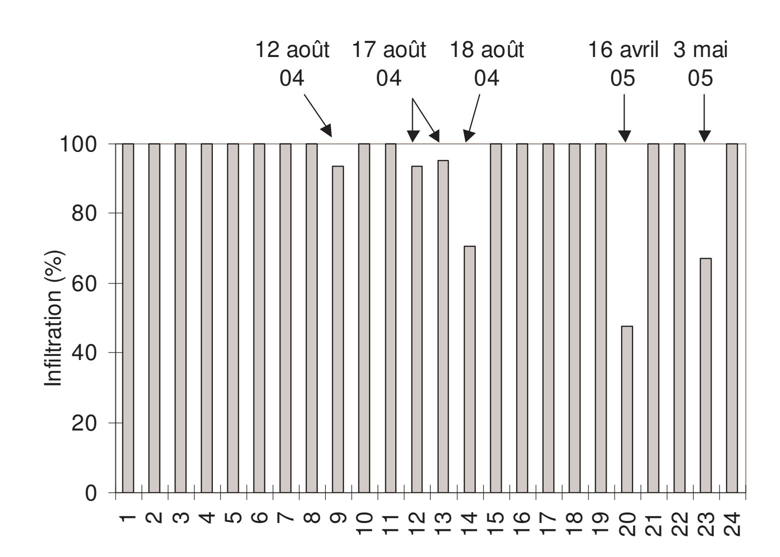


Figure VI.22 : Infiltration relative dans la placette, calculée comme le ratio du volume mesuré à l'exutoire sur le volume mesuré en entrée de la placette.

Seuls les événements du 17 août 2004, du 18 août 2004, du 16 avril 2005 et du 3 mai 2005 ont engendré un écoulement à l'exutoire de la placette (en plus de l'événement du 12 août analysé dans le rapport). L'événement du 16 avril 2005 est considéré comme exceptionnel : l'événement a engendré une saturation totale du versant, y compris à coté de la placette expérimentale, induisant une infiltration nulle dans la placette.

Résumé :

La contamination des milieux aquatiques par les pesticides est un problème préoccupant, tant sur le plan écologique que pour la production d'eau potable. L'aménagement de zones tampons enherbées représente une solution pour limiter le transport par ruissellement des pesticides appliqués sur les parcelles cultivées, vers les eaux de surface. Les objectifs de ce travail sont une meilleure connaissance des processus de dissipation des pesticides dans une bande enherbée, une évaluation globale de l'efficacité de ces dispositifs incluant le devenir des polluants infiltrés dans le sol, et la validation d'un outil de prédiction susceptible de guider de futures recommandations d'aménagement.

Après un état de l'art concernant les processus de dissipation potentiels, une expérimentation a été initiée en conditions naturelles, dans le Beaujolais, pour étudier la propagation couplée surface-subsurface des flux d'eau et d'un herbicide (diuron) dans une bande enherbée. Des événements naturels, issus d'une parcelle de vigne désherbée chimiquement, et artificiels ont été enregistrés. Les propriétés hydrodynamiques et d'adsorption du milieu ont été déterminées. On montre l'existence d'une porosité structurale importante, liée au couvert, induisant une grande capacité d'infiltration mais aussi une propagation verticale rapide des flux. Les polluants infiltrés sont cependant retenus dans la zone racinaire.

Un travail de modélisation a été réalisé avec le modèle Hydrus 2D à l'échelle du profil de sol. Une version couplée avec un modèle de ruissellement de type onde cinématique a été utilisée à l'échelle du versant. Une représentation homogène de type Richards des flux d'eau, associée à une hypothèse de transport hétérogène des solutés, de type eau mobile-immobile, permet de reproduire de façon acceptable les flux observés dans la zone racinaire. Le couplage Richards 2D-onde cinématique s'avère nécessaire pour reproduire le partage infiltration-ruissellement observé.

Mots clés : zone tampon, bande enherbée, pesticide, diuron, modélisation, Hydrus 2D

Title : Dissipation processes of pesticides in grassed buffer zones-a field and modelling study.

Abstract :

The contamination of surface waters by pesticides has become problematic, for aquatic ecosystems but also for fresh water production. Grassed buffer zones can reduce pesticides transport by surface run-off from cultivated plots to streams. The aims of this work are a better knowledge of various processes governing pesticides dissipation in grassed strips, to asses the efficiency of such management practices including the fate of infiltrated pesticides and to validate a predicting tool, useful for future technical guidelines.

Following a state of the art concerning potential dissipation processes, a long-term field experimentation has been initiated, in the Beaujolais area (France). The experimental device is used to characterize the coupled propagation of water and herbicide fluxes (diuron), at the soil surface and in the vadoze zone of a grassed strip. Natural and artificial run-off events were recorded at the outlet of a chemically treated vineyard. Both hydrodynamic and adsorption properties of the soil profile were determined. Results show a structural porosity, associated with the vegetal cover, inducing a high infiltration capacity but also a rapid propagation of fluxes. Nevertheless, infiltrated pesticides are retained in the root zone.

Simulations were performed with the Hydrus 2D model at the scale of the soil profile, and a coupled version with a kinematic wave surface model was used at the slope scale. Soil water fluxes were accurately simulated with the Richards equation. A mobile-immobile water hypothesis reproduces subsurfacic solute transport as well. The dual and explicit representation of surface and subsurface flows appears to be necessary.

Keywords : buffer zone, grassed strip, pesticide, diuron, modeling, Hydrus 2D

Adresse du laboratoire : Cemagref, UR Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions, 3bis quai Chauveau, CP220, 69336 Lyon cedex 09